



BIODIVERSIDADE DE COGUMELOS EM POVOAMENTOS DE PINÁCEAS NOS PIRENÉUS CATALÃES

Tânia Susete Silvestre Chorão

Dissertação para Obtenção do Grau de Mestrado em
Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais

Orientador: Doutora Maria Margarida Branco de Brito Tavares Tomé

Co-orientador: Doutor Juan Martínez de Aragón Remírez de Esparza

Júri:

Presidente: Doutor António Manuel Dorotêa Fabião, Professor Associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vocais: Doutora Maria Margarida Branco de Brito Tavares Tomé, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Doutor José Augusto Lopes Tomé, Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Doutora Maria Helena Neves Machado, Investigadora Auxiliar do Instituto Nacional de Recursos Biológicos, I.P.

Lisboa, 2009

Agradecimento

Um agradecimento especial à minha orientadora Dra. Margarida Tomé e co-orientador Dr. Juan Martínez de Aragón, que me proporcionaram as condições necessárias à obtenção da bolsa de estudo em Solsona, bem como pela sua disponibilidade inexcedível no suporte e orientação do meu trabalho.

Este trabalho não poderia ter sido realizado sem a bolsa concedida pelo Centro Tecnológico e Florestal da Catalunha (CTFC), que permitiu a realização do trabalho de campo, onde foram recolhidos os dados relativos ao ano de 2007, bem como a cedência dos dados dos restantes anos em análise.

Por fim, um sincero muito obrigado à minha família, em especial ao meu marido, e igualmente aos meus amigos, pelo apoio e sobretudo, pela paciência demonstrada ao longo dos meses desta dissertação.

Resumo

Na comarca de Solsonès (Espanha), a colheita de cogumelos tem registado um forte incremento motivado por uma procura e comercialização crescentes. O aumento da procura é motivado pelos diversos fins de utilização dos cogumelos, de entre os quais se destacam a alimentação e a medicina. Como consequência, poderá verificar-se a perda da biodiversidade desses fungos.

Neste contexto, a elaboração deste estudo de biodiversidade assume relevância. Foram analisadas 21 parcelas, 11 de *P. nigra*, 6 de *P. sylvestris* e 4 de *P. halepensis*, para os anos entre 1997 e 2001 e para 2007. Os povoamentos que apresentaram maior número e peso de carpóforos foram os de *P. sylvestris*. No extremo oposto, encontram-se os de *P. halepensis*. Contudo, os resultados mostraram uma diminuição do número e do peso seco dos carpóforos por unidade de área, nos últimos anos do estudo, especialmente em 2007. Analisando os índices de biodiversidade, não se observam grandes diferenças entre as três espécies de pinheiro. Os índices indicam que, em geral, os povoamentos de *P. nigra*, *P. sylvestris* e *P. halepensis* têm grande diversidade. Existem, contudo, duas exceções: os anos de 2001 e de 2007 para as três espécies e o ano de 1997 para os povoamentos de *P. halepensis*.

Neste estudo constatámos uma diminuição de biodiversidade nos últimos anos, discutindo-se algumas das possíveis causas desta perda, nomeadamente as variações climáticas, as alterações do solo, catástrofes, características dos povoamentos.

Palavras-chave: Cogumelos, índices de biodiversidade, perda de biodiversidade, pinhais, Solsonès

Abstract

In recent years, the harvest of mushrooms has strongly increased in the Solsonès County (Spain), mainly motivated by a raise in demand and commercialization for food and medicine purposes. As a consequence, the loss of biodiversity may occur. The present study of biodiversity arose in this context. The analysis focused on 21 plots, of which 11 of *P. nigra*, 6 of *P. sylvestris* and 4 of *P. halepensis*, for the years 1997 to 2001 and 2007. The highest values for number and dry weight of carpophores were recorded for *P. sylvestris* while the lowest values were observed for *P. halepensis*. The results show a reduction in the number and dry weight of carpophores, for the most recent years, especially for 2007. Biodiversity indexes registered values not particularly different for the 3 tree species studied, indicating large diversity. Nonetheless, two exceptions exist for the years 2001 and 2007 for the 3 pine species and in 1997 for *P. halepensis*.

In recent years biodiversity declined for all the tree species studied. Some possible causes of this decline, such as climate variation and soil changes, natural disasters, characteristics of the plots, are discussed.

Keywords: mushrooms, biodiversity index, loss of biodiversity, pine forests, Solsonès

Extended Abstract

In recent years, the harvest of mushrooms registered a strong increase in the Solsonès County (Spain). This activity may affect directly the production and diversity of mushrooms due to the reduction of sexual reproduction, namely the dispersion of spores and the disruption of the mycelium. Indirectly, these processes can affect the soil by compacting it, which can be harmful for some species. It should be noted that the years of poor production are usually associated with low rainfall, decreasing soil water availability or due to the characteristics of the plots.

The analysis focused on 21 plots, of which 11 of *P. nigra*, 6 of *P. sylvestris* and 4 of *P. halepensis*, for the years 1997 to 2001 and 2007. The plots were observed from September to December of each year. The mushrooms were classified into 3 categories (not edible, edible and edible marketed), being edible marketed mushrooms the focus of this work. With the dataset, we estimate for stands dominated by each pine species and for each year, the biodiversity of mycorrhizal and saprophytic edible fungi. Furthermore, the 10 years of data were used to compare the evolution of biodiversity of the mushrooms associated with the 3 species of *Pinus*.

The results showed a decrease in the number of carpophores. In 2007, a year with lower production, the number of carpophores was 48 with 3.94 kg ha⁻¹ of dry weight. *P. sylvestris* stands showed the highest number of carpophores (347 carpophores ha⁻¹) and of dry weight (4,08 kg ha⁻¹) while the lowest figures were observed for *P. halepensis* stands (121 carpophores and 0,83 kg ha⁻¹ of dry weight).

The geographical distribution and the ecological characteristics associated with the 3 pine species are different. *P. sylvestris* is usually found between 800/1000 and 2000 m of altitude where the average annual rainfall is between 700 and 1300 mm. *P. nigra* has a distribution between 200/400 and 1600/2000 m of altitude, with average annual rainfall between 600 and 650 mm. Finally, *P. halepensis*, a Mediterranean species, is found in the regions from sea level up to 1600 m with average annual rainfall between 200 to 1500 mm.

Biodiversity indexes registered values not particularly different among the 3 pine species, indicating high diversity. However, two exceptions occur for the years 2001 and 2007 for the 3 pine species and in 1997 for *P. halepensis* stands.

The occurrence of mushrooms depends on several factors, such as climate (precipitation, temperature), the characteristics of the plots (host species, age, height, basal area, soil), the intensity of mushrooms harvest, among others, which seem to have lead to a biodiversity decrease.

In recent years biodiversity declined for all the tree species studied. Some possible causes of this decline, such as climate variation and soil changes, natural disasters, characteristics of the plots, are discussed.

Índice

Lista de Quadros	VIII
Lista de Figuras	IX
Lista de Abreviaturas	XI
1. Introdução	1
1.1 Cogumelos	1
1.2 Diversidade	3
1.3 Perda da biodiversidade	5
1.4 Estudos prévios sobre a biodiversidade de cogumelos	7
1.5 Objectivos	8
2. Material e métodos	9
2.1 Área de estudo	9
2.2 Parcelas permanentes.....	11
2.3 Índices de Diversidade	14
2.3.1 Medição da riqueza específica.....	14
2.3.1.1 Índice de diversidade de Margalef e Menhinick	14
2.3.2 Índices de Abundância proporcional	15
2.3.2.1 Índices de dominância.....	15
2.3.2.2 Índices de equitabilidade	16
2.3.3 Índices de semelhança	17
2.4 Tratamento dos dados.....	18
3. Resultados	19
3.1 Número de carpóforos por hectare nos pinhais dos Pirenéus Catalães nos 10 anos do estudo.....	19

3.2 Número de carpóforos nos pinhais dos Pirenéus Catalães por ano.....	29
3.3 Peso seco por hectare de carpóforos nos pinhais dos Pirenéus Catalães.....	31
3.4 Comparação dos índices de biodiversidade, para os carpóforos, nos pinhais dos Pirenéus Catalães	33
3.4.1 Índices de riqueza específica.....	33
3.4.1.1 Índice de Margalef	33
3.4.1.2 Índice de Menhinick.....	34
3.4.2 Índices de Abundância proporcional (dominância)	35
3.4.2.1 Índice de Simpson	35
3.4.2.2 Índice de McIntosh	36
3.4.2.3 Índice de Berger-Parker	37
3.4.3 Índices de Abundância proporcional (equitabilidade)	38
3.4.3.1 Índice de Shannon-Wiener	38
3.4.3.2 Índice de Pielou	39
3.4.4 Índices de semelhança (qualitativos)	40
3.4.4.1 Índice de Jaccard e de Sorensen.....	40
3.5 Comparação dos índices de biodiversidade, para o peso seco, nos pinhais dos Pirenéus Catalães	41
3.5.1 Índices de Abundância proporcional (dominância)	41
3.5.1.1 Índice de Simpson	41
3.5.1.2 Índice de McIntosh	41
3.5.1.3 Índice de Berger-Parker	42
3.5.2 Índices de Abundância proporcional (equitabilidade)	43
3.5.2.1 Índice de Shannon-Wiener	43
3.5.2.2 Índice de Pielou	43
3.5.3 Índices de semelhança (qualitativos)	44

3.5.3.1 Índice de Jaccard e de Sorensen	44
4. Discussão.....	45
5. Conclusão	49
6. Referências Bibliográficas	50

Lista de Quadros

Quadro 1. Localização e características de cada parcela de amostragem em Solsonès (Espanha).....	12
Quadro 2. Lista das espécies e grupos de géneros de carpóforos identificados nos anos considerados no estudo em Solsonès, nos três tipos de povoamentos.	20
Quadro 3. Valores dos índices de Jaccard e Sorensen relativamente ao n.º de carpóforos por hectare, nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.	40

Lista de Figuras

Figura 1. Mapa de localização geográfica da Catalunha.....	9
Figura 2. Mapa da localização geográfica da comarca de Solsonès e divisão administrativa da Catalunha.....	10
Figura 3. Mapa de localização das parcelas de amostragem na comarca de Solsonès, com indicação da espécie de Pinácea dominante.....	11
Figura 4. Carpóforos em bandejas de alumínio.....	13
Figura 5. Carpóforos em estufa.....	13
Figura 6. Número de carpóforos por hectare encontrados em cada tipo de povoamento.....	28
Figura 7. Número de carpóforos por hectare dos géneros recolhidos na comarca de Solsonès.....	29
Figura 8. Distribuição do número de carpóforos por hectare encontrados para cada ano considerado no estudo.....	29
Figura 9. Evolução da distribuição do número de carpóforos por hectare, por tipo de povoamento, nos anos em análise.....	30
Figura 10. Peso seco de carpóforos por hectare encontrados em cada tipo de povoamento.....	31
Figura 11. Distribuição de peso seco por hectare encontrado para cada ano considerado no estudo.....	32
Figura 12. Evolução do peso seco por hectare entre os anos em análise por tipo de povoamento.....	33
Figura 13. Evolução da diversidade de carpóforos através do índice de Margalef nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.....	34
Figura 14. Evolução da diversidade de carpóforos através do índice de Menhinick nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.....	35

Figura 15. Evolução da diversidade (dominância) de carpóforos através do índice de Simpson nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.....	36
Figura 16. Evolução da diversidade (dominância) de carpóforos através do índice de McIntosh nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.	37
Figura 17. Evolução da diversidade (dominância) de carpóforos através do índice de Berger-Parker nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.	38
Figura 18. Evolução da diversidade (equitabilidade) de carpóforos através do índice de Shannon-Wiener nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.	39
Figura 19. Evolução da diversidade (equitabilidade) de carpóforos através do índice de Pielou nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.....	40
Figura 20. Evolução da diversidade (dominância) em peso seco através do índice de Simpson nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.....	41
Figura 21. Evolução da diversidade (dominância) em peso seco através do índice de Berger-Parker nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.	42
Figura 22. Evolução da diversidade (equitabilidade) em peso seco através do índice de Shannon-Wiener Parker nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.	43
Figura 23. Evolução da diversidade (equitabilidade) em peso seco através do índice de Pielou nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.....	44

Lista de Abreviaturas

- Cj – Índice de Jaccard
Cs – Índice de Sorensen
d – Índice de Berger-Parker
D – Índice de McIntosh
D_S – Índice de Simpson
D_{Mg} – Índice de Margalef
D_{Mn} – Índice de Menhinick
H' – Índice de Shannon-Wiener
J' – Equitabilidade de Pielou
N – Número total de indivíduos
Pi – Abundância proporcional da espécie
P. – Pinus
S – Número de espécies

1. Introdução

1.1 Cogumelos

Historicamente, os cogumelos consumiram-se em numerosas sociedades de maneira habitual, mas não como um produto sofisticado ou de moda, como acontece na actualidade. Tratava-se de um produto para subsistência, como muitos outros produtos naturais de crescimento espontâneo, como é o caso das plantas medicinais e aromáticas, as bagas silvestres, espargo, entre outros. Em termos nutricionais, os cogumelos contêm entre 3 e 5,5% de proteínas, entre 0,1 e 5,3 de glúcidos e o restante de lípidos, vitaminas e sais minerais, um conteúdo alimentar razoável. No entanto, na realidade aproveita-se muito pouco devido à altíssima quantidade de água que contêm, entre 90 a 95%, e também, devido à sua baixa digestibilidade (Llimona *et al.*, 1990).

Os cogumelos têm sido utilizados há séculos para promover a saúde e vitalidade principalmente na China e Japão e, actualmente, em muitos outros países. A inclusão de cogumelos na dieta alimentar, devido à sua composição, contribuí para a regulação do sistema imunológico do homem. Estes compostos têm sido utilizados para tratamentos de doenças relacionadas com o sistema imunológico, como o cancro, sida, alergias, asma, diabetes, entre outros. Como exemplo de cogumelos medicinais temos o conhecido cogumelo chinês, denominado também como “shiitake” (*Lentinula edodes*), originário das regiões temperadas da Ásia, o qual é um regulador do nível de colesterol no sangue, fortalece o sistema imunológico e possui propriedades anti-tumorais, anti-virais e anti-bacterianas. Os *Pleurotus* sp., *Agaricus blazei*, *Ganoderma lucidum* e *Grifola frondosa* são outros cogumelos com propriedades medicinais.

Da mesma maneira que os cogumelos podem fazer parte da alimentação e contribuir para a saúde do homem, também podem estar incluídos na rede trófica de muitos ecossistemas florestais. Os fungos interagem com muitos organismos do solo incluindo bactérias, microartrópodos, insectos e até outros fungos (Molina *et al.*, 1993). Também há muitos animais que habitam nos bosques e que incluem os cogumelos na sua alimentação (Cromack, 1998), como é o caso do veado (*Cervus elaphus*), o javali (*Sus scrofa*), o esquilo-vermelho (*Sciurus vulgaris*), bem como diversos roedores,

moluscos e insectos. Estes por a sua vez colaboram na disseminação dos esporos dos fungos (Conesa, 2000).

Os fungos são organismos essenciais para os ecossistemas terrestres, nos quais têm um importante papel, em especial nas florestas. As relações tróficas que estabelecem com numerosas espécies asseguram as suas necessidades fisiológicas e as das suas hospedeiras. São organismos eucariotas que apresentam celulose e/ou quitina na sua parede celular e não possuem clorofila, impedindo-lhes de fixar o carbono atmosférico (Frade e Afonso, 2005). Os fungos são constituídos por filamentos, as hifas, e estas geralmente formam uma rede junto ao substrato denominado o micélio (Molina *et al.*, 1993). Os fungos são seres heterotróficos que obtêm o seu alimento por absorção. Dependendo da forma como se alimentam, podem ser divididos em três categorias diferentes: decompositores (saprófitos), parasitas e simbiontes (Azevedo 1996; Martínez de Aragón, 2005; Machado, 2007). Os decompositores decompõem matéria orgânica dos locais onde se fixam para se alimentarem (Molina *et al.*, 1999) e assim colonizam animais, plantas mortas ou mesmo árvores vivas. Os fungos, ao decomporem a matéria orgânica, vão transformá-la em substâncias mais simples e mais fáceis de serem absorvidas pelos vegetais, fazendo assim uma reciclagem de elementos na natureza (Machado, 2007). Os parasitas necessitam de obter o seu alimento de organismos vivos, tornando o seu hospedeiro doente e podendo mesmo matá-lo (Azevedo 1996; Machado, 2007). Os simbiontes vivem associados a árvores e outras plantas estabelecendo uma relação mutualista (associações micorrízicas) em que ambos beneficiam (Molina *et al.*, 1993; Molina *et al.*, 1999). Ectomicorrizas e endomicorrizas constituem os dois tipos principais de micorrizas (Oliveira, 1998; Conesa, 2000). As ectomicorrizas caracterizam-se pela presença do manto e da rede de Hartig, isto é, o fungo desenvolve-se à volta da raiz e forma um invólucro a que se dá o nome de manto; as hifas mais internas do manto penetram a região exterior da raiz, envolvem as células epidérmicas e/ ou corticais e formam a rede de Hartig (Dahlberg e Stenström, 1991). O micélio externo assegura o *interface* substrato-fungo-planta, que atinge o seu maior significado ao nível da rede de Hartig. Encontramos este tipo de micorrizas em espécies arbóreas, nomeadamente coníferas, carvalhos e faias (Álvarez, 1991). Os fungos que têm a capacidade de formar ectomicorrizas são principalmente Basidiomicetas, como por exemplo *Lactarius* sp. e *Boletus* sp..

As endomicorrizas são o tipo mais comum de micorrizas e caracterizam-se pela penetração das hifas nas células corticais da raiz da planta. Estas podem ser do tipo

vesicular-arbuscular (micorrizas VA), ectendomicorrizas, ericóides, orquidóides, arbutóides e monotropóides.

Os fungos micorrízicos servem como uma extensão do sistema radicular das plantas, explorando o solo fora do alcance das raízes e afectando a absorção de nutrientes. Estes podem aumentar a absorção de água, fósforo, azoto, enxofre, cobre e zinco, permitindo o crescimento das plantas em condições adversas. Também podem aumentar a resistência das plantas a doenças (Álvarez, 1991) à secura e favorecer a fixação de azoto nas leguminosas (Oliveira, 1998). Em retorno, a planta fornece açúcares simples e vitaminas (Slankis, 1974; Dighton e Mason, 1985) que são produzidas na fotossíntese e vai transportá-las para o sistema radicular, passando então para os fungos.

Os fungos superiores (macrofungos), mais conhecidos por cogumelos (carpóforos), constituem os corpos de frutificação de certos tipos de fungos. Certos cogumelos apresentam especificidade, isto é, preferem determinadas árvores hospedeiras, tornando-se dependentes dessa árvore com o qual estabelecem simbiose. Assim podemos prever, para determinado tipo de espécie arbórea, que cogumelos poderão ser encontrados (Machado, 2007).

1.2 Diversidade

Na terra estima-se que o número de espécies de fungos existentes seja de 1.500.000 (Hawksworth *et al.*, 1995). Tamanha dimensão e variedade tornam importante o estudo da biodiversidade destas espécies, nomeadamente dos cogumelos, dada a sua importância para o homem.

Biodiversidade é um termo muito utilizado em ecologia, na gíria popular e na conservação da natureza. Mas a sua definição não é clara e diferentes autores utilizam-na com diversas conotações (Hamilton, 2005).

Na conferência do Rio de Janeiro em 1992 definiu-se biodiversidade, ou diversidade biológica, como “ a variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes incluindo, entre outros, os organismos terrestres, marinhos e de outros ecossistemas aquáticos,

assim como os complexos ecológicos de que formam parte; estão incluídas a diversidade dentro das espécies, entre espécies e dos ecossistemas”.

Assim, a definição de biodiversidade deve considerar três níveis: a diversidade genética, a diversidade de espécies e a diversidade de ecossistemas. A maior parte dos estudos estão focados na diversidade de espécies (Christie *et al.*, 2004).

Actualmente, existem muitos métodos para medir a biodiversidade, sendo o número de espécies a mais frequente. A diversidade da espécie é avaliada, na sua grande maioria, por métodos que se referem à diversidade dentro das comunidades, designada por diversidade alfa (Moreno, 2001). A diversidade alfa é a riqueza da espécie numa comunidade homogénea, em escala local (Moreno, 2001; Hamilton, 2005). Podemos dividir a diversidade alfa em 1) riqueza específica, avaliada através de métodos baseados na quantificação do número de espécies presentes e 2) estrutura da comunidade, isto é, abundância relativa dos indivíduos, biomassa, cobertura, produtividade. (Moreno, 2001).

Um cálculo muito simples do número de espécies de um local é a riqueza específica. Esta não toma em consideração o valor da importância (dimensão, biomassas) das espécies, baseando-se unicamente no número de espécies presentes. Assim a diversidade alfa pode ser vista como um processo que evolui e que se manifesta com a existência de diferentes espécies dentro de um habitat. Para medir a riqueza é necessário fazer um inventário completo para avaliar o número total de espécies (S) obtido por um censo da comunidade ou por uma amostragem da mesma (Moreno, 2001).

Um outro processo de calcular a riqueza específica é o recurso a índices simples como os índices de Margalef e Menhinick, no qual estão incluídos para além do número total de espécies, o número total de indivíduos no conjunto das espécies que foram observadas (Moreno, 2001).

Os índices de abundância proporcional de espécies podem ter em consideração a sua dominância (representatividade das espécies com o maior valor de importância sem considerar a contribuição do resto das espécies, ou seja estes índices dão mais valor às espécies comuns) e equitabilidade (uniformidade) na comunidade nos quais dão

mais valor às espécies mais raras. Como índices de dominância temos o de índice de Simpson, a série de número de Hill (calcula o número efectivo de espécies numa amostra), o índice de McIntosh (é independente do número total de indivíduos (N)) e o índice de Berger-Parker. Como índices de equitabilidade temos o índice de Shannon-Wiener (uniformidade dos valores de importância através de todas as espécies da amostra), o índice equitabilidade de Pielou (proporção da diversidade observada com a relação à máxima diversidade esperada) e o índice de Hill (Moreno, 2001).

A diversidade alfa é então, de acordo com a escala utilizada, um dos três tipos de diversidade. Os outros dois são a diversidade beta e a diversidade gamma ou regional, sendo esta última a diversidade de uma grande área, continente, ilha (Whittaker, 1972; Moreno, 2001; Moreno *et al.*, 2006).

A diversidade beta é a variação na composição de espécies em função da mudança do habitat, isto é, diferentes comunidades numa paisagem (Hamilton, 2005; Moreno, 2001). Uma maneira de medir a diversidade beta ao longo de gradientes ambientais é através de coeficientes de semelhança ou de similaridade, em que se podem comparar as comunidades de forma quantitativa ou qualitativa (presença-ausência de espécies). Os índices qualitativos mais utilizados são os índices de Jaccard e Sorensen (Moreno, 2001).

1.3 Perda da biodiversidade

Ao longo dos últimos séculos verificou-se um grande desenvolvimento tecnológico que veio beneficiar a humanidade e potenciar o crescimento urbanista. Uma grande parte desse desenvolvimento aconteceu à custa do declínio dos sistemas naturais, principalmente na biodiversidade. A perda ao nível dos ecossistemas, espécies e genes é preocupante, tanto devido ao valor intrínseco da natureza, como por resultar num declínio nos “serviços” que os sistemas naturais proporcionam. Estes serviços como, por exemplo, a produção de alimentos, combustíveis, fibras e medicamentos, a regulação dos recursos hídricos, ar e clima, a manutenção da fertilidade dos solos e o ciclo dos nutrientes, são fundamentais para assegurar benefícios de saúde das gerações actuais e futuras.

Existem várias pressões e factores que determinam a perda de biodiversidade. A principal pressão é a fragmentação, degradação e destruição dos habitats devido a alterações do solo, isto é, conversão e intensificação dos sistemas de produção, abandono de práticas tradicionais, construção e ocorrência de catástrofes, como por exemplo, os incêndios. A sobre exploração, a propagação de espécies alóctones invasoras e a poluição, são outras pressões a ter em conta. Estas pressões vão variar consoante os locais e podem mesmo, actuar em conjunto. Os factores que estão por detrás destas pressões são o crescimento populacional e o consumo *per capita*, que se prevê que se intensifiquem, aumentando as pressões, principalmente nos ecossistemas de montanha e nos ecossistemas tropicais, como as florestas tropicais (COM, 2006).

Os incêndios florestais têm vindo a aumentar com o passar dos anos, desencadeando alterações físico-químicas e biológicas ao nível do solo e reduzindo ou mesmo eliminando o total do coberto vegetal, levando à degradação do solo e consequentemente a sua erosão, afectando a comunidade fúngica.

As alterações climáticas, como por exemplo a diminuição da disponibilidade hídrica, afectam não só a fisiologia e desenvolvimento das plantas e os processos ecológicos, como a decomposição da matéria orgânica do solo e as taxas de respiração do solo, mas afectam também a produtividade dos cogumelos (Pilz e Molina, 2002), uma vez que estes são fortemente dependentes da disponibilidade hídrica (Ogaya e Peñuelas, 2005).

A comunidade fúngica, nomeadamente os cogumelos, pode ser afectada por diversas pressões, como catástrofes ou intervenção humana. De facto, nos últimos tempos observou-se um aumento do número de colectores devido à utilização dos cogumelos para diversos fins, como a alimentação, medicina, comércio, fazendo com que exista uma crescente comercialização e perda da sua biodiversidade.

A produção de cogumelos nos anos seguintes pode ser afectada pela compactação do solo (Arnolds, 1995; Toíran, 2000) e também pela colheita de cogumelos (ruptura do micélio ou mesmo diminuição da reprodução sexuada devido à redução da produção e dispersão de esporos) (Leonard, 1997).

1.4 Estudos prévios sobre a biodiversidade de cogumelos

Os trabalhos de investigação relacionados com os cogumelos têm vindo a aumentar, no entanto, a maior parte destes estão relacionados com a produção e, por vezes, diversidade de cogumelos, como os trabalhos de Fernández *et al.* (1993), Hernández e Fernández (1998), Bonet *et al.* (2004), Martín-Pinto *et al.* (2006), Martínez de Aragón *et al.* (2007), entre outros.

A frutificação, a diversidade e abundância dos cogumelos são influenciados por vários factores e estes estão inter-relacionados, mas o clima é o factor com maior influência (Martínez de Aragón, 2005). A humidade relativa tem de ser alta para a maioria das espécies se desenvolver, assim sendo o período de tempo que precede as épocas de chuvas abundantes do Outono e da Primavera é normalmente favorável ao seu desenvolvimento. O'Dell *et al.* (1999) observou um aumento de biodiversidade, avaliada através do número de espécies, com o aumento anual de precipitação média. A temperatura mais adequada deverá rondar os 10°C e os 25°C, ou seja, temperaturas suaves, isto para a maioria das espécies (Calonge, 1990).

A orientação, idade das árvores e a influência das clareiras e/ou tratamentos silvícolas são outros, entre muitos factores, que influenciam o desenvolvimento dos cogumelos. Keizer e Arnolds (1994) constataram um aumento da biodiversidade devido a um aumento da idade das árvores. Mas estas constatações podem diferenciar-se com os locais de estudo. Os incêndios florestais são outro factor que nos últimos tempos tem influenciado a produção e diversidade dos cogumelos. O efeito que o fogo pode causar no desenvolvimento dos cogumelos vai depender da intensidade do fogo (duração e temperatura no solo) e das condições do lugar, como mostra o trabalho realizado por Perry e Rose (1983) e Martín-Pinto *et al.* (2006). Quando o fogo é de intensidade moderada pode ser benéfico para o ecossistema, aumentando a biodiversidade devido ao aumento da disponibilidade de nutrientes, promovendo uma renovação de espécies. Pelo contrário, se o fogo for intenso, ocorre a degradação do solo e a aceleração dos mecanismos de erosão devido às alterações profundas nas sucessões ecológicas e nos ciclos de nutrientes, pelo que a biodiversidade fica geralmente prejudicada.

1.5 Objectivos

A realização de estudos sobre a biodiversidade de cogumelos e da sua evolução ao longo do tempo, relacionando-a com possíveis factores que a influenciem, é bastante importante para que seja possível minimizar os seus impactos.

Os objectivos desta tese são os seguintes:

- 1) Seleccionar e testar um conjunto de índices de diversidade para estimar a diversidade dos cogumelos;
- 2) Estimar para cada espécie de *Pinus* e para cada ano considerado no estudo, a biodiversidade dos cogumelos micorrízicos e dos saprófitos (decompositores) comestíveis;
- 3) Comparar, ao longo de uma série de 10 anos, a biodiversidade dos cogumelos existentes nas três espécies de *Pinus* (*P. sylvestris*, *P. nigra* e *P. halepensis*).

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

A Catalunha está localizada no nordeste da Península Ibérica, ocupando cerca de 32000 km² de área (figura 1). A maior parte do território é caracterizada por um clima mediterrâneo, sendo os invernos frios e húmidos e os verões quentes e secos (Terradas *et al.*, 1996; González, 2006).



Figura 1. Mapa de localização geográfica da Catalunha.

A área de estudo situa-se na comarca de Solsonès (figura 2). É uma zona montanhosa que fica a nordeste de Barcelona. A parte sul tem um clima mediterrâneo, com temperatura média de 12,2°C e precipitação anual que ronda cerca de 600 mm. A parte norte da comarca é do tipo alpino, com elevada precipitação anual que pode superar os 1000 mm durante o ano. A temperatura média é cerca de 11,1°C. Esta

diferença é devido à altitude, que no sul chega aos 500 m e no norte chega aos 2400 m.



Figura 2. Mapa da localização geográfica da comarca de Solsonès e divisão administrativa da Catalunha.

A floresta é dominada por coníferas, especialmente por *Pinus*, sendo importantes *Pinus halepensis* (pinheiro do alepo), *P. sylvestris* (pinheiro silvestre) e *P. nigra* (pinheiro larício). *P. halepensis* é muito resistente à secura, os povoamentos desta espécie encontram-se localizados entre o norte e oeste representando mais de 35% da área de floresta. *P. sylvestris* é a espécie cujos povoamentos se localizam em grandes altitudes, sendo a segunda espécie em termos de área na Catalunha, sendo a espécie que mais importante para a indústria da madeira. *P. nigra* é a mais tolerante à sombra, vegetando geralmente em pinhais muito densos. É a quarta espécie mais abundante, sendo a mais explorada devido à qualidade da sua madeira (Gracia *et al.*, 2004).

2.2 Parcelas permanentes

Os dados analisados referem-se a 21 parcelas (figura 3), das quais 11 são dominados por *P. nigra*, 6 por *P. sylvestris* e 4 por *P. halepensis*. Os inventários das parcelas foram realizados anualmente entre 1997 a 2001 (Martínez de Aragón *et al.*, 2007) e em 2007 foi efectuado outro inventário, no qual participei.

Cada parcela tem 100 m² de área, de forma quadrada, estando identificada com um número e delimitada por estacas e por fitas, em cada vértice de uma forma discreta.

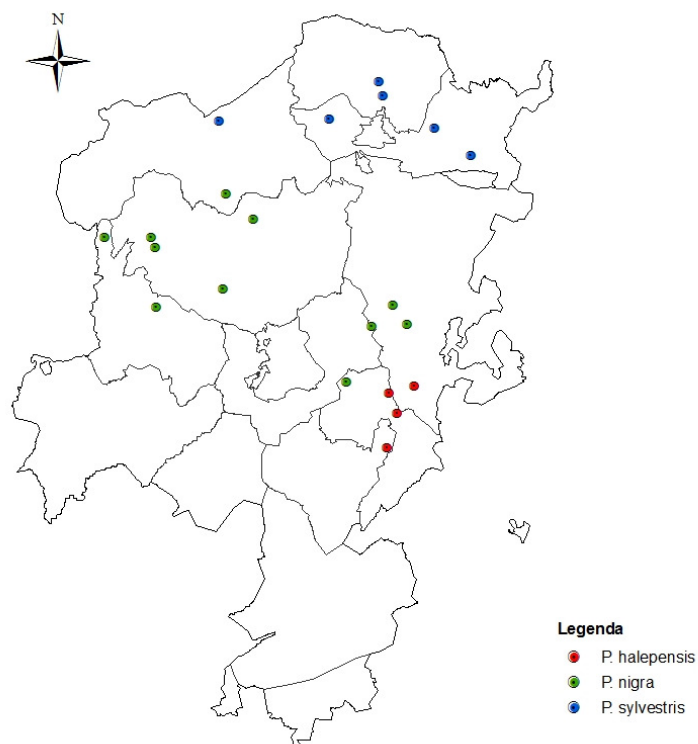


Figura 3. Mapa de localização das parcelas de amostragem na comarca de Solsonès, com indicação da espécie de Pinácea dominante.

Para conhecer as características orográficas de cada parcela foi realizado um inventário florestal. O registo das coordenadas geográficas foi elaborado através da utilização do sistema de coordenadas geográficas projecção *Universal Transverse Mercator*. As variáveis que foram medidas referem-se à orografia (altitude, declive e exposição) e às características do povoamento (idade, densidade e diâmetro médio) (quadro 1).

Quadro 1. Localização e características de cada parcela de amostragem em Solsonès (Espanha).

Parcelas	Coordenadas UTM			Espécies	Idade (anos)	Altitude (m)	Declive (%)	Exposição (°)	Densidade (arv ha ⁻¹)	G (m ² ha ⁻¹)	d (cm)
	Zona	E-W	N-S								
1	31N	368080	4658930	<i>P. nigra</i>	48	820	20	221	1518	24.3	14.3
8	31N	383433	4652506	<i>P. nigra</i>	81	630	5	189	1351	16.0	12.3
9	31N	375175	4660219	<i>P. nigra</i>	41	1040	19	317	2810	34.9	12.6
11	31N	373117	4655363	<i>P. nigra</i>	91	765	9	14	1839	31.1	14.7
12	31N	384593	4654366	<i>P. nigra</i>	62	800	12	183	1330	16.2	12.4
13	31N	368458	4654241	<i>P. nigra</i>	71	539	32	13	1626	39.3	17.6
17	31N	385905	4652789	<i>P. nigra</i>	75	656	11	231	1349	18.5	13.2
22	31N	381487	4648892	<i>P. nigra</i>	93	653	9	179	1145	18.8	14.5
23	31N	368388	4658164	<i>P. nigra</i>	67	767	22	236	1870	23.6	12.7
24	31N	364991	4658845	<i>P. nigra</i>	84	820	18	325	1705	34.1	16.0
26	31N	373238	4661890	<i>P. nigra</i>	34	958	17	349	2056	39.0	15.5
27	31N	373523	4667126	<i>P.sylvestris</i>	41	1419	37	785	976	26.9	18.7
29	31N	384247	4668628	<i>P.sylvestris</i>	65	878	19	282	1002	25.2	17.9
30	31N	390258	4664597	<i>P.sylvestris</i>	56	854	33	63	1316	17.2	12.9
31	31N	387714	4666423	<i>P.sylvestris</i>	48	1020	17	182	1960	20.7	11.6
32	31N	383960	4669575	<i>P.sylvestris</i>	30	913	30	74	1663	36.9	16.8
33	31N	380421	4666969	<i>P.sylvestris</i>	48	1502	23	179	1150	24.8	16.6
36	31N	384577	4648088	<i>P.halepensis</i>	70	530	34	254	925	31.0	20.7
40	31N	384270	4644535	<i>P.halepensis</i>	73	621	11	170	2547	19.4	9.9
41	31N	385198	4646668	<i>P.halepensis</i>	38	661	10	255	2693	32.3	12.4
42	31N	386397	4648585	<i>P.halepensis</i>	45	638	10	292	1545	29.4	15.6

Nota: Parcelas - código da parcela; UTM - Sistema de coordenadas geográficas, projecção Universal Transverse Mercator; Espécies - espécies dominantes; Idade - idade do povoamento; G - área basal; d - diâmetro médio à altura do peito (1,30m).

No seguimento do inventário florestal tem lugar a realização do inventário de cogumelos. As parcelas foram analisadas de Setembro até Dezembro de cada ano. Os carpóforos foram colhidos uma vez por semana, na quarta ou quinta-feira, para reduzir a influência dos colectores de fim-de-semana. Na recolha dos carpóforos não se cortou a base do pé para uma posterior identificação. Cada carpóforo colhido foi identificado mediante uma etiqueta com o número da parcela, data da amostra e, se possível, a espécie, um código com 6 letras onde as 3 primeiras letras faziam referência ao género e as 3 seguintes à espécie. Cada carpóforo, juntamente com a sua etiqueta, foi transportado para o laboratório em sacos de papel para identificação e determinação do seu peso fresco e seco. No laboratório procedeu-se à limpeza dos carpóforos, pesagem destes em fresco e contagem do número de carpóforos; foram depois colocados numa bandeja de alumínio (Figura. 4) onde foram identificados até ao nível da espécie de acordo com as seguintes chaves: Phillips (1981), Moser (1983), Alessio (1985), Marchand (1986), Moreno *et al.* (1986), Cetto (1987), Llimona *et al.* (1990), Breitenbach e Kränzlin (1991) e Bon (2005). Algumas espécies só foram identificadas até ao género. Posteriormente os carpóforos foram secos numa estufa a 35-40°C, durante três dias, de modo a obter o peso seco (figura 5). O objectivo desta

secagem consiste na eliminação da variabilidade causada pelo teor de humidade no momento da colheita.



Figura 4. Carpóforos em bandejas de alumínio



Figura 5. Carpóforos em estufa

Os carpóforos foram agrupados em três categorias: não comestível, comestível e comestível comercializado, sendo uma tarefa difícil pois a classificação varia de região para região e consoante as obras consultadas. Este trabalho incidiu sobre carpóforos comestíveis e comestíveis comercializados. Por este motivo estabelecemos o seguinte critério:

- Cogumelos comestíveis (c): espécies que na maioria das obras consultadas aparecem como comestíveis ou quando se verifica que na zona

tradicionalmente se consomem, apesar de não se comercializarem no mercado local.

- Cogumelos comestíveis comercializados (m): espécies que se comercializam no mercado local: *Cantharellus lutescens*, *Hydnum repandum*, *Hygrophorus latitabundus*, *Lactarius deliciosus*, *Lactarius sanguifluus*, *Lactarius semisanguifluus*, *Marasmius oreades*, *Pleurotus ostreatus*, *Suillus luteus*, *Suillus variegatus*, *Tricholoma terreum* e *Hygrophorus eburneus*.

2.3 Índices de Diversidade

Neste estudo utilizou-se vários índices para o cálculo da diversidade, os quais se descrevem nos pontos seguintes.

2.3.1 Medição da riqueza específica

A riqueza específica (S) baseia-se somente no número de espécies presentes, isto é, não se tem em conta o valor de importância das mesmas. Podemos obter a riqueza específica através de inventários completos, onde conhecemos o número total de espécies (S) obtidos através de um censo da comunidade ou a partir de uma amostra da comunidade.

2.3.1.1 Índice de diversidade de Margalef e Menhinick

Estes índices baseiam-se na relação entre o número de espécies e o número total de indivíduos observados e têm as seguintes expressões (Moreno, 2001):

Índice de Margalef

$$DMg = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Índice de Menhinick

$$DMn = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

em que S é o número total de espécies e N o número total de indivíduos.

Quando o índice de Menhinick é inferior a 2, indica-nos baixa diversidade; valores do índice superiores a 5, grande diversidade.

Estes índices foram calculados unicamente para o número de carpóforos.

2.3.2 Índices de Abundância proporcional

Estes índices podem ser classificados em índices de equitabilidade (uniformidade), aqueles que se referem ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies, têm em conta o valor de importância de cada espécie, e em índices de dominância, aqueles que têm em conta a representatividade das espécies com maior valor de importância (Moreno, 2001).

2.3.2.1 Índices de dominância

Os índices de dominância, como foi referido anteriormente, dão valor às espécies com maior valor de importância. Estes índices são, em certa medida, o inverso do conceito de índice de equitabilidade (Moreno, 2001). Neste estudo vamos utilizar os seguintes índices de dominância:

Índice de Simpson

$$D_s = \sum p_i^2$$

em que p_i é a abundância proporcional da espécie i ($p_i = n_i/N$, em que n_i é o número de indivíduos da espécie i e N é o número total de indivíduos).

D é próximo de zero para elevada diversidade de espécies, isto é, baixa dominância. Normalmente transformações de D , como por exemplo, $1 - D$ ou $1/D$, são utilizados para que, aumentando a dominância resultem em menores valores do índice.

Índice de McIntosh

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}},$$

em que $U = \sqrt{\sum n_i^2}$ onde n_i é o número de indivíduos da espécie i .

Este índice de dominância considera o número total de indivíduos (N) e o valor U (Moreno, 2001).

Valores do índice de McIntosh superiores a 0,5 são indicadores de grande diversidade e de ausência de dominância, o que é o caso na maior parte dos anos para as três espécies.

Índice de Berger-Parker

$$d = \frac{N_{max}}{N}$$

em que N_{max} é o número de indivíduos na espécie mais abundante (Moreno, 2001).

Uma diminuição no valor deste índice traduz-se num aumento de diversidade, ou seja, baixa dominância.

2.3.2.2 Índices de equitabilidade

Os índices de equitabilidade (uniformidade), como foi referido anteriormente, dão importância ao valor de cada espécie. Alguns dos índices mais conhecidos para o estudo da diversidade são baseados principalmente no conceito de equitabilidade (Moreno, 2001). Neste trabalho utilizamos os seguintes índices:

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

onde p_i tem o significado anterior.

O índice vai exprimir a uniformidade dos valores de importância através de todas as espécies da amostra. Tem valores entre zero, quando há uma só espécie, e logaritmo

de S, quando todas as espécies estão representadas pelo mesmo número de indivíduos (Moreno, 2001).

Equitabilidade de Pielou

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Em que H'_{\max} é igual a $\ln(S)$ e H' é o índice de Shannon-Wiener.

Quando o índice de Pielou tem valor 1 representa a equitabilidade máxima (elevada diversidade) quando apresenta valores próximos de zero estes divergem da mesma.

Mede a proporção da diversidade observada com relação à máxima diversidade esperada.

2.3.3 Índices de semelhança

Estes índices medem o quão semelhantes são dois locais em termos de composição de espécies (Moreno, 2001). Utilizou-se dois índices de semelhança:

Índice de Jaccard e de Sorensen

Índice de Jaccard

O intervalo de valores vai de “zero” quando não há espécies repetidas entre ambos os sítios e “um” quando os dois sítios têm a mesma composição de espécies.

$$Cj = \frac{c}{(a + b + c)}$$

Índice de Sorensen

Este índice relaciona o número de espécies em comum com a média aritmética das espécies em ambos os sítios.

$$Cs = \frac{2c}{(a + b)}$$

Para ambos os índices: “a” é o número de espécies presentes no sítio A, “b” o número de espécies presentes no sítio B e “c” o número de espécies presentes em ambos os sítios A e B.

2.4 Tratamento dos dados

Foi inicialmente realizada uma análise preliminar aos dados com o objectivo de comparar a abundância de carpóforos por unidade de área nos três tipos de povoamentos.

Posteriormente realizou-se uma análise gráfica da frequência dos vários tipos de carpóforos.

Procedeu-se, para cada tipo de povoamento, ao cálculo dos diversos índices seleccionados para os vários anos de observação. Em seguida analisou-se graficamente o valor de cada índice ao longo do tempo comparando os valores de diversidade para os três tipos de povoamentos em análise.

As análises de dados, numéricas e gráficas bem como o cálculo dos diversos índices seleccionados, foram também realizadas para o peso seco dos carpóforos.

Note-se que os dados foram tratados de modo agregado, para cada tipo de povoamento e por ano.

A razão deste agrupamento de dados, deveu-se ao facto do tamanho das parcelas ser diminuto, não permitindo o cálculo dos índices parcela a parcela, recorrendo-se por esse motivo a valores médios.

3. Resultados

3.1 Número de carpóforos por hectare nos pinhais dos Pirenéus Catalães nos 10 anos do estudo

As amostragens realizadas nos anos de 1997, 1998, 1999, 2000, 2001 e 2007 resultaram na recollecção de 654 carpóforos por hectare e na identificação de 186 espécies diferentes e 15 grupos de espécies de carpóforos identificados ao nível do género. Relativamente à sua comestibilidade, 27% das espécies são comestíveis (55 espécies) e destas, 6% (12 espécies) são comercializáveis no mercado, 67% são não comestíveis (134 espécies), onde se inclui os 15 grupos de carpóforos identificados como género (quadro 2).

Quadro 2. Lista das espécies e grupos de géneros de carpóforos identificados nos anos considerados no estudo em Solsonès, nos três tipos de povoamentos.

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Agaricus silvicola</i> (Vitt.) Peck	c	S			√
<i>Albatrellus pescaprae</i> (Pers.) Pouz	c	Md	√		
<i>Amanita ovoidea</i> (Bull.: Fr.) Link.	c	M	√	√	
<i>Amanita pantherina</i> (DC ; Fr.) Krombh	nc	M	√		
<i>Amanita solitaria</i> (Bull. Ex Fr.) Secr.	c	M		√	
<i>Amanita verna</i> (Bull.: Fr.) Lamk.	nc	M	√	√	
<i>Amanita vittadinii</i> (Moretti) Vitt.	nc	M	√	√	
<i>Armillaria mellea</i> (Vahl.) Kumm.	c	S		√	
<i>Boletopsis leucomelaena</i> (Pers.)	nc	M		√	
<i>Boletus porosporus</i> (Imler) Watting	c	M	√		
<i>Boletus pulverulentus</i> Opat.	c	M		√	
<i>Camarophyllus russocoriaceus</i> (Berk. & Miller) Lange.	nc	M	√		√
<i>Cantharellus lutescens</i> (Pers.) Fr.	m	M	√	√	√
<i>Chalciporus amarellus</i> (Quél) Bataille	nc	Md	√		
<i>Chalciporus piperatus</i> (Bull.) Bat.	nc	M		√	
<i>Chroogomphus helveticus</i> (Sing.) Mos.	c	M	√	√	
<i>Chroogomphus rutilus</i> (Schff. ex Fr.) O. K. Miller	c	M	√	√	√
<i>Clitocybe asterospora</i> (Lge) Mos.	nc	Md	√		
<i>Clitocybe brumalis</i> (Fr.) Quél.	nc	Md	√	√	√
<i>Clitocybe costata</i> Kühn&Romaga	c	Md	√		√
<i>Clitocybe dealbata</i> (Sow. ex Fr.) Kummer	nc	Md	√	√	√
<i>Clitocybe deceptiva</i> (Bigelow)	nc	Md	√		√
<i>Clitocybe diatreta</i> (Fr.) Kumm.	nc	Md	√	√	√
<i>Clitocybe foetens</i> Melot	nc	Md	√		
<i>Clitocybe fragrans</i> (With.) Kumm	nc	Md	√		√

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Clitocybe gibba</i> (Pers. ex Fr.) Kumm.	c	Md	√	√	√
<i>Clitocybe graminicola</i> Bon.	nc	Md	√		√
<i>Clitocybe odora</i> (Bull) Kumm	c	Md	√		√
<i>Clitocybe phyllophila</i> (Pers.: Fr.) Kumm.	nc	Md	√		
<i>Clitocybe</i> sp.	nc	Mgd	√	√	√
<i>Clitocybe squamulosa</i> (Pers) Kumm	c	Md	√		√
<i>Collybia butyracea</i> (Bull.) Kumm.	c	S	√	√	√
<i>Collybia dryophila</i> (Bull) Kumm	c	S	√	√	√
<i>Coprinus atramentarius</i> (Bull.: Fr.) Fr.	c	S		√	
<i>Cortinarius amarescens</i> (Mos.) Mos.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius amigochrous</i> Kühn.	nc	M	√		
<i>Cortinarius amoenolens</i> R. Hry.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius anomalus</i> (Fr.) Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius betuletorum</i> (Mos.) Mos.	nc	M	√	√	√
<i>Cortinarius brunneus</i> (Pers) Fr.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius bulbosus</i> (Fr.S. Rick)	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius calochrous</i> Fr.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius camphoratus</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius causticus</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius cinnamomeus</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius coerelescens</i> (Schff. ex Secr.)	c	M	√		
<i>Cortinarius crocolitus</i> Qué.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius crystallinus</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius depressus</i> Fr.ss. Guillet nec Dentin	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius diosmus</i> Kühn	nc	M	√		
<i>Cortinarius elegantior</i> (Fr.) Fr.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius epsomiensis</i> Orton	nc	M	√	√	√
<i>Cortinarius herbarum</i> Hry.	nc	M	√		

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Cortinarius infractus</i> (Pers. Ex Fr.)	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius limonius</i> (Fr.) Fr.	nc	M		√	
<i>Cortinarius mairei</i> (Mos.) Mos.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius malachius</i> (Fr. Ex Fr.) Fr. S.Kühn & Romang	nc	M		√	
<i>Cortinarius mucifluus</i> Fr.	nc	M		√	
<i>Cortinarius multiformis</i> (Fr.) Fr.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius nemorensis</i> (Fr.) Lange	nc	M	√		
<i>Cortinarius obtusus</i> (Fr.)	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius ochrolencus</i> (Scer. Schaell.)	nc	M	√		
<i>Cortinarius odorifer</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius osmophorus</i> Fr.	nc	M	√	√	√
<i>Cortinarius paranomalus</i> Hry.	nc	M	√		
<i>Cortinarius purpurascens</i> (Fr.) Fr	nc	M	√		
<i>Cortinarius seriocybe</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius solitarius</i> (Fr.) Fr.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius</i> spp.	nc	Mg	√	√	√
<i>Cortinarius spadiceus</i> Fr.	nc	M	√		
<i>Cortinarius subtomentosus</i> Reum	nc	M	√		
<i>Cortinarius sulphurinus</i> Quél.	nc	M	√	√	
<i>Cortinarius variegatus</i> (Pers.: Fr.) Fr.	nc	M	√		
<i>Cystoderma amianthinum</i> (Scop.exFr.) Fay	nc	Md	√	√	√
<i>Cystoderma carcharias</i> (Pers. ex Secr.) Fay	nc	Md	√		
<i>Cystoderma terreii</i> (BK. & Br.) Harmaja	nc	Md	√	√	√
<i>Dermocybe cinnamomea</i> (L: Fr.) Wünshe	nc	M	√	√	
<i>Dermocybe</i> sp.	nc	Mg	√	√	
<i>Entoloma araneosum</i> (Quél) Mosel	nc	Md	√		
<i>Entoloma helodes</i> (Fr.) Kum	nc	Md	√	√	
<i>Entoloma lividum</i> Quél.	nc	Md	√		
<i>Entoloma mougeotii</i> (Fr.) Hesl.	nc	Md	√		√

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Entoloma serrulatum</i> (Pers.) Hesl.	nc	Md	√		
<i>Entoloma</i> sp.	nc	Md	√	√	√
<i>Entoloma turci</i> (Bress) Moser	nc	Md	√	√	
<i>Flammulina velutipes</i> (Curt. Ex fr.) Karst	c	S		√	
<i>Hebeloma crustuliniforme</i> (Bull. ex St. Amans) Quél.	nc	M	√	√	√
<i>Hebeloma edurum</i> Metr.	nc	M	√	√	√
<i>Hebeloma mesophaeum</i> (Pers.) Quél.	nc	M		√	
<i>Hebeloma sacchriolens</i> Quél.	nc	M	√		
<i>Hebeloma sinapizans</i> (Paulet ex Fr.) Gill	nc	M	√	√	√
<i>Hebeloma</i> sp.	nc	Mg	√	√	√
<i>Helvella lacunosa</i> Afz	c	M		√	
<i>Hohenbuehelia geogenia</i> (DC. Ex fr.)	c	S		√	
<i>Hydnellum aurantiacum</i> (Batsch: Fr.) Karst.	nc	M		√	
<i>Hydnellum ferrugineum</i> (Fr. ex Fr.) Karst.	nc	M	√	√	√
<i>Hydnum repandum</i> L.: Fr.	m	M	√	√	√
<i>Hydnellum scrobiculatum</i> (Fr.) Karst.	nc	M	√		
<i>Hydnellum spongiosipes</i> (Peck) Pouz.	nc	M	√	√	
<i>Hygrophorus atromentosus</i> Secr.) Haas et Haller n.c.	nc	M	√		
<i>Hygrophorus eburneus</i> Briz.	m	M		√	
<i>Hygrocybe intermedia</i> (Pass.) Fayod.	nc	Md		√	√
<i>Hygrocybe konradii</i> Haller	nc	Md	√	√	
<i>Hygrophorus latitabundus</i> Britz.	m	M	√	√	√
<i>Hygrocybe ovina</i> (Bull.) Kühn.	nc	Md		√	
<i>Hygrocybe persistens</i> (Bintx)	nc	Md			√
<i>Hygrocybe</i> sp.	nc	Mgd	√		
<i>Inocybe bongardii</i> (Werman) Quél.	nc	M	√		√
<i>Inocybe calospora</i> Quél	nc	M	√	√	√
<i>Inocybe fraudans</i> (Britz) Sacc	nc	M	√	√	√
<i>Inocybe glabripes</i> Ricken	nc	M	√	√	√

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Inocybe godoyi</i> Gill.	nc	M	√		
<i>Inocybe lacera</i> (Fr.) Kumm	nc	M	√		
<i>Inocybe phaeodisca</i> Kühn.	nc	M	√	√	√
<i>Inocybe praetervisa</i> Quél.	nc	M	√	√	
<i>Inocybe secc.</i> Rinosae	nc	M	√		
<i>Inocybe</i> sp.	nc	Mg	√	√	√
<i>Inocybe terrigena</i> (Fr.) Kühn	nc	M	√	√	
<i>Inocybe umbrina</i> (Britz.) Sacc.	nc	M			√
<i>Laccaria amethystea</i> (Bull.) Murr	nc	M	√		
<i>Lactarius deliciosus</i> Fr.	m	M	√	√	√
<i>Lactarius sanguifluus</i> (Paulet ex FR.) Fr.	m	M	√	√	√
<i>Lactarius scrobiculatus</i> (Scop.; Fr.) Fr.	nc	M	√	√	√
<i>Lactarius semisanguifluus</i> Heim & Lecl.	m	M	√	√	
<i>Laccaria</i> sp.	nc	Mg	√		
<i>Lactarius vellereus</i> (Fr. ; Fr.) Fr.	c	M	√		
<i>Lactarius zonarius</i> Bull. Ex Fr.	nc	M		√	√
<i>Leccinum</i> sp.	nc	Mg			√
<i>Lepista glaucucana</i> (Bres.) Sing.	nc	Md	√		
<i>Lepista nuda</i> (Bull.: Fr.) Cke	c	Md	√	√	√
<i>Limacella illinita</i> (Fr.: Fr.) Earle	nc	M			√
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.: Pers.	c	M	√	√	√
<i>Lycoperdon piriforme</i> Per.	c	M	√	√	
<i>Lycoperdon spadiceum</i> Pers.	nc	M		√	
<i>Lyophyllum decastes</i> (Fr.ex Fr.) Sing.	c	S	√		
<i>Marasmius oreades</i> (Bolt.: Fr.) Fr.	m	S			√
<i>Melanoleuca grammopodia</i> (Bull.) Pat.	c	S	√	√	
<i>Melanoleuca pseudoluscina</i> Bon.	c	S	√	√	√
<i>Melanoleuca vulgaris</i> Pat.	c	S	√	√	√
<i>Mycena pura</i> (Revs: Fr)	c	S	√	√	√

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Otidea alutacea</i> (Pers) Mass	c	Md	√		
<i>Otidea cochleata</i> (L. ex St. amaus) Fuckel syn.	nc	Md	√		
<i>Paxillus atromentosus</i> Fr.	nc	Md		√	√
<i>Paxillus panuoides</i> Fr.	nc	Md		√	
<i>Paxillus</i> sp.	nc	Mgd	√	√	
<i>Phellodon niger</i> (Fr.) P. Karst.	nc	M	√	√	√
<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq. ex Fr.) Kummer	m	S		√	
<i>Pluteus depauperats</i> Romagnesi	c	S			√
<i>Ramaria gracilis</i> (Fr.)	c	Md	√		√
<i>Ramaria</i> sp.	nc	Mgd			√
<i>Ramaria stricta</i> Pers. Quél.	c	Md	√	√	√
<i>Rhizopogon roseulus</i> (Corda) Th. Fr.	c	M	√	√	
<i>Russula albonigra</i> (Krombh.) Fr.	c	M	√	√	
<i>Russula alutecea</i> (Pers. ex Fr.) Fr.	nc	M		√	
<i>Russula amara</i> Pers	c	M		√	
<i>Russula atropurpurea</i> (Krbh.) Britz.	nc	M		√	
<i>Russula brunneoviolacea</i> Crawshay	c	M			√
<i>Russula cyanoxantha</i> (Schaeff ex Secr) Fr.	c	M	√		
<i>Russula delica</i> Fr.	c	M	√	√	√
<i>Russula densifolia</i> (Secr.) Gillet	c	M	√	√	
<i>Russula farinipes</i> Romell apuel Brite	nc	M	√		
<i>Russula fragilis</i> (Pers. ex Fr.) Fr.	nc	M	√	√	
<i>Russula heterophylla</i> (Fr.) Fr.	c	M		√	
<i>Russula integra</i> (L.) Fr.	nc	M		√	
<i>Russula luteostacta</i> (Rea)	nc	M	√	√	
<i>Russula nigricans</i> Fr.	c	M		√	
<i>Russula sanguinea</i> (Bull. ex St. Am.) Fr.	nc	M	√	√	√
<i>Russula sardoniana</i> Fr. em. Rom.	nc	M	√	√	
<i>Russula</i> sp. Pers ex S.F. Gray	nc	Mg	√	√	√

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Russula torulosa</i> Bres.	nc	M	√	√	√
<i>Russula vinosa</i> Lindbl.	c	M		√	
<i>Russula violeipes</i> Quél	c	M	√		√
<i>Russula virescens</i> (Schff. ex Zant) Fr.	c	M	√	√	
<i>Sarcodon fulgineo-violaceus</i> (Kalchbr. Apud Fr.) Pat.	nc	M	√		
<i>Sarcodon imbricatum</i> (L. ex Fr.) Karst.	c	M	√		
<i>Sarcodon joeides</i> (Pass) Pat	nc	M	√		
<i>Strobilurus esculentus</i> (Wolf.) Sing.	c	S		√	
<i>Suillus bellinii</i> (Inzenga) Watting	c	M	√	√	√
<i>Suillus bovinus</i> (L.ex Fr.) O. Kuntze	c	M	√	√	√
<i>Suillus collinitus</i> (Fr.) O. Kuntze	c	M	√	√	√
<i>Suillus earuginascens</i> (Secc.) Snell	nc	M	√		
<i>Suillus fluryi</i> Huijsman	nc	M			√
<i>Suillus granulatus</i> (L.ex Fr.) O. Kuntze	c	M	√	√	√
<i>Suillus luteus</i> (L. ex Fr.) S. F. Gray	m	M	√	√	√
<i>Suillus</i> spp. (L. ex Fr.)	nc	Mg		√	√
<i>Suillus variegatus</i> (Swartz ex Fr.) O. Kuntze	m	M	√	√	
<i>Tricholoma bufonium</i> (Pers) Gill	nc	M	√	√	
<i>Tricholoma caligatum</i> (Viu) Ricken.	c	M	√		√
<i>Tricholoma cuneifolium</i> (Fr.) Kumm	nc	M		√	
<i>Tricholoma focale</i> (Fr.) Ricken	nc	M	√		
<i>Tricholoma fracticum</i> (Britz.) Kreis	c	M	√	√	√
<i>Tricholoma imbricatum</i> (Fr. ex Fr.) Kumm.	nc	M	√	√	
<i>Tricholoma portentosum</i> (Fr.:Fr.) Quél.	c	M		√	
<i>Tricholomopsis rutilans</i> (Sch.) Sing.	c	S		√	
<i>Tricholoma</i> sp. (Sc.:Fr.) Kumm.	nc	Mg	√	√	√
<i>Tricholoma sulphurescens</i> (Bress)	nc	M	√	√	
<i>Tricholoma terreum</i> (Sc.:Fr.) Kumm.	m	M	√	√	√
<i>Tricholoma ustale</i> (Fr.) Kumm.	nc	M	√	√	

Nome científico	C	T	Tipo de Floresta (espécie de árvore dominante)		
			P. nigra	P. sylvestris	P. halepensis
<i>Tricholoma vaccinum</i> (Sch.) Kumm	nc	M	√		
<i>Xerocomus ferrugineus</i> schaeff.	nc	Md		√	
<i>Xerocomus</i> spp.	nc	Mgd	√		√

Legenda: C – comestibilidade (c – comestível; nc – não comestível; m – comercializada) T – tipo de micorriza (M – espécies ectomicorrizica; Md – espécies ectomicorrizica desconhecidas; Mg – género ectomicorrizico; Mgd – género ectomicorrizico desconhecido; S – espécies saprófitas ou parasita).

Na figura 6 podemos observar que do número de carpóforos por hectare, mais de metade, foram recolhidos em povoamentos de *P. sylvestris* (347 carpóforos), tendo os restantes 307 carpóforos sido recolhidos em povoamentos de *P. nigra* (186 carpóforos) e em povoamentos de *P. halepensis* (121 carpóforos). Estes dados agregam informação recolhida ao longo de um período de 10 anos, na comarca de Solsonès numa área de 21 parcelas; os mesmos receberam tratamento para que os números de carpóforos fossem comparáveis por unidade de área, não estando os resultados assim, dependentes do número de parcelas.

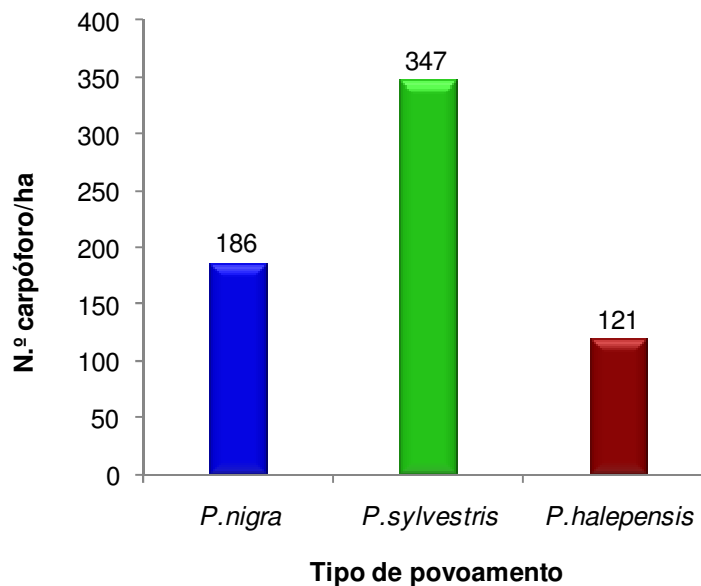


Figura 6. Número de carpóforos por hectare encontrados em cada tipo de povoamento.

Para uma melhor análise da ocorrência das diferentes espécies de carpóforos agrupou-se os carpóforos em 50 géneros diferentes. Na figura 7 apresenta-se um histograma do número de carpóforos por hectare e para todos os anos, representando-se separadamente os diferentes géneros. Relativamente ao número de carpóforos por hectare encontrados, os géneros com maior ocorrência são: *Cortinarius* spp., *Russula* sp., *Clitocybe* sp., com 39, 21, 14 carpóforos e os géneros *Inocybe* sp. e *Tricholoma* sp., ambos com 12 carpóforos.

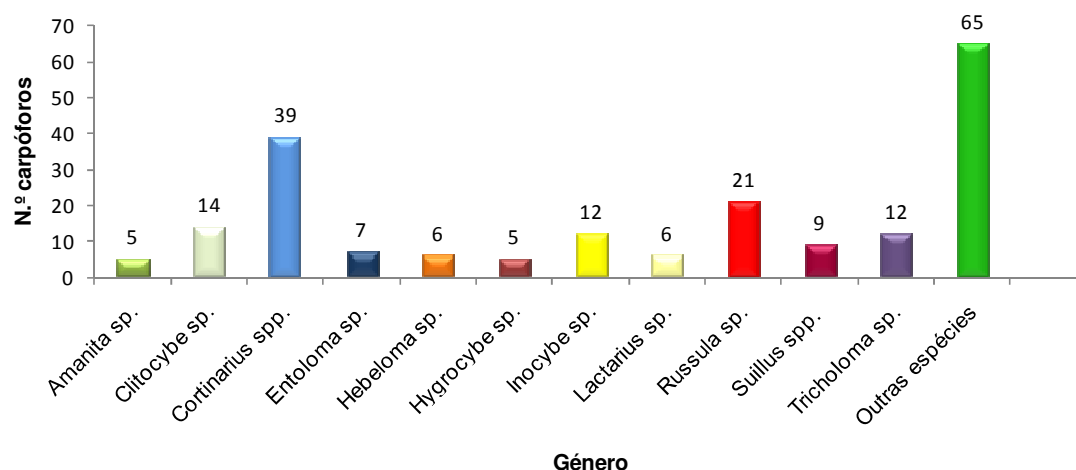


Figura 7. Número de carpóforos por hectare dos géneros recolhidos na comarca de Solsonès.

3.2 Número de carpóforos nos pinhais dos Pirenéus Catalães por ano

A figura 8 ilustra a distribuição por anos do número de carpóforos por hectare recolhidos (654 carpóforos). O ano em que se recolheu maior número de carpóforos foi o de 1999, com 154 carpóforos sendo o ano de 2007, o que menos contribuiu para a amostragem com 48 carpóforos.

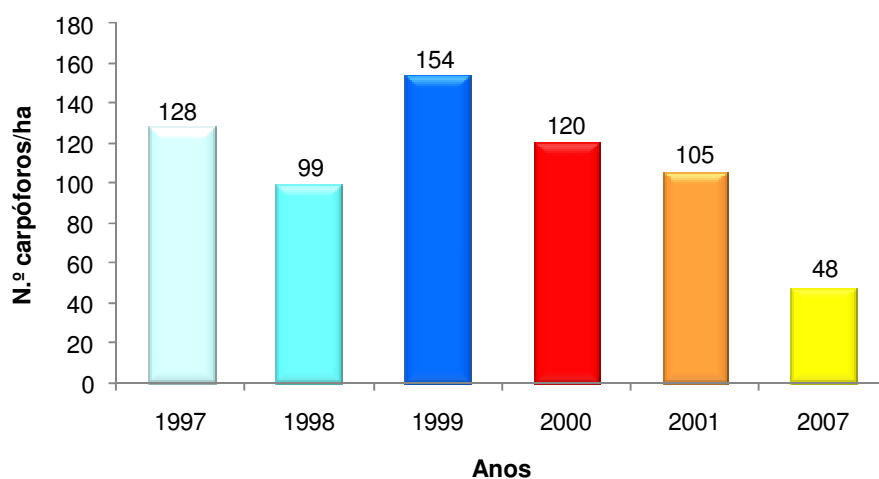


Figura 8. Distribuição do número de carpóforos por hectare encontrados para cada ano considerado no estudo.

Ilustra-se na figura 9 a distribuição do número de carpóforos por hectare nos três tipos de povoamentos, para cada ano considerado no estudo.

Foi nos povoamentos de *P. sylvestris* que se recolheu, ao longo dos anos em estudo, maior número de carpóforos. Este foi ligeiramente crescente no período de 1997 a 1999, tendo ocorrido uma ligeira redução no ano 2000, para no ano de 2001 se ter registado o maior número de recolhas de carpóforos em contraste com as recolhas nos restantes tipos de povoamentos. No ano de 2007 ocorreu uma grande redução no número de carpóforos recolhidos, tendo sido nos povoamentos de *P. sylvestris* o que registou o maior número de recolhas.

A recolha de carpóforos em *P. nigra* comportou-se de forma semelhante à *P. sylvestris* no período de 1997 a 2000, ainda que em número inferior. Em 2001 e 2007 o número de carpóforos recolhido foi contrastante com o de *P. sylvestris*, já que no ano de 2001 ocorreu um decréscimo e não um aumento, e no ano de 2007 o inverso.

Por fim nos povoamentos de *P. halepensis*, onde se registou o menor número de carpóforos recolhidos no período de 1998 a 2007, com uma distribuição semelhante às dos povoamentos de *P. nigra*.

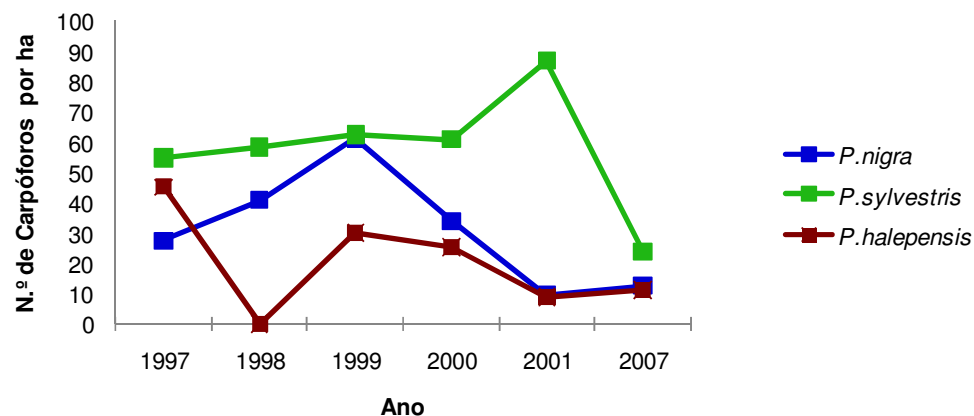


Figura 9. Evolução da distribuição do número de carpóforos por hectare, por tipo de povoamento, nos anos em análise.

3.3 Peso seco por hectare de carpóforos nos pinhais dos Pirenéus Catalães

Na figura 10 observamos que os povoamentos com maior produção de carpóforos expressa em peso seco por hectare foram os povoamentos de *P. sylvestris*, com 4,08 Kg ha⁻¹. Por outro lado, os povoamentos que apresentam menor produção de carpóforos expressa em peso seco por hectare foram os de *P. halepensis*, com 0,83 Kg ha⁻¹.

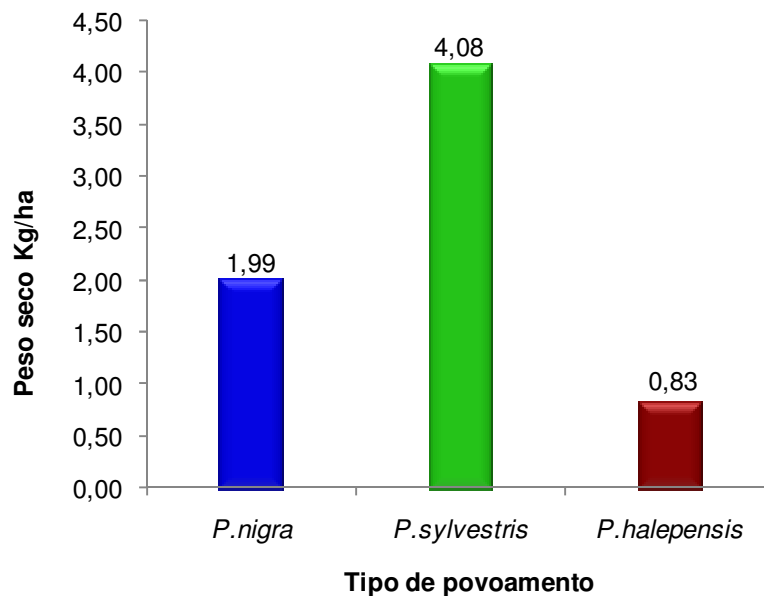


Figura 10. Peso seco de carpóforos por hectare encontrados em cada tipo de povoamento.

A figura 11 mostra a distribuição por anos do peso seco recolhido na comarca de Solsonès. Foi no ano de 1999 que se obteve maior peso seco de carpóforos, com 22 kg ha⁻¹. O ano de 2007 apresentou menor peso seco, com 3,94 kg ha⁻¹.

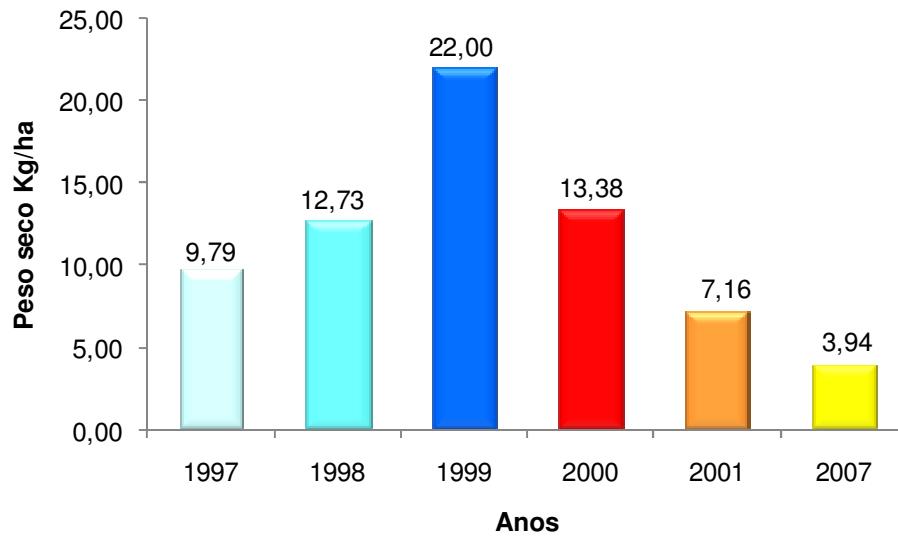


Figura 11. Distribuição de peso seco por hectare encontrado para cada ano considerado no estudo.

Na figura 12 observamos a evolução da distribuição do peso seco por hectare nos três tipos de povoamentos, para cada ano considerado no estudo.

Constatamos que os povoamentos dominados por *P. sylvestris* são os que apresentam maior valor de peso seco, sendo os povoamentos dominados por *P. halepensis* os que têm menores valores por hectare.

Observamos, que para os povoamentos de *P. sylvestris*, ocorre um aumento de peso seco a partir do ano 1997 até 1999 e depois desse ano até 2007, um decréscimo.

Relativamente aos outros tipos de povoamentos, são os dominados por *P. halepensis* que apresentam menores valor de peso seco, excepto para o ano de 2001 onde se observou um ligeiro aumento face aos de *P. nigra*, o que não ocorre em mais nenhum ano.

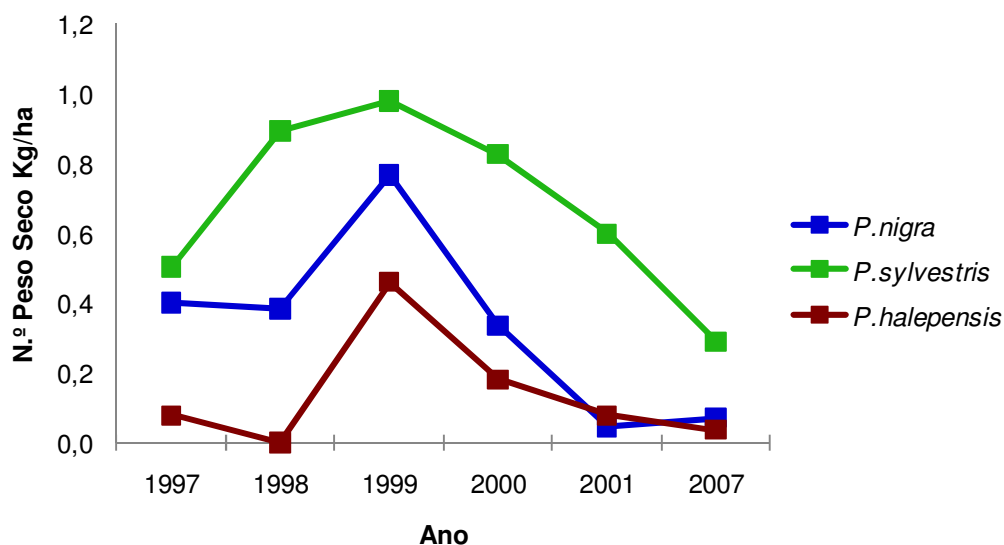


Figura 12. Evolução do peso seco por hectare entre os anos em análise por tipo de povoamento.

3.4 Comparação dos índices de biodiversidade, para os carpóforos, nos pinhais dos Pirenéus Catalães

3.4.1 Índices de riqueza específica

3.4.1.1 Índice de Margalef

Observamos que nos povoamentos de *P. nigra* apresentam maiores valores, excepto em 2001 e 2007 em que os povoamentos de *P. sylvestris* passam a ter maiores valores. Contudo o comportamento de ambos ao longo dos anos em estudo é semelhante. Os povoamentos de *P. halepensis* são os que apresentam menores valores. O maior valor observado para todos os tipos de povoamentos foi em 1999 (figura 13).

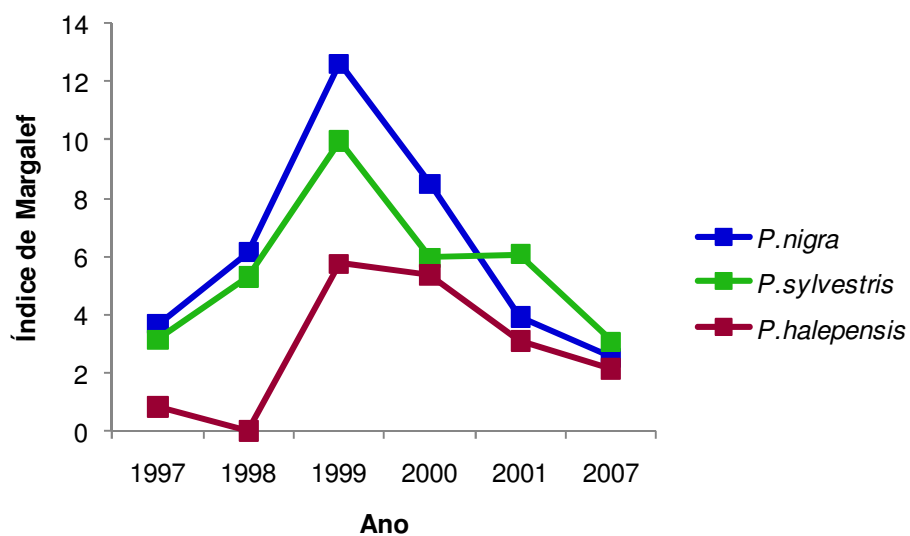


Figura 13. Evolução da diversidade de carpóforos através do índice de Margalef nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.1.2 Índice de Menhinick

Observamos que os povoamentos de *P. nigra* apresentam maiores valores de índice. Os povoamentos de *P. sylvestris* têm um comportamento semelhante aos do *P. nigra*, mas para os anos 2000 e 2001, os de *P. halepensis* têm valores superiores a estes. Nos restantes anos, estes povoamentos apresentam menores valores. Foi no ano de 1999 que se verificou maior valor do índice para todos os povoamentos (figura 14).

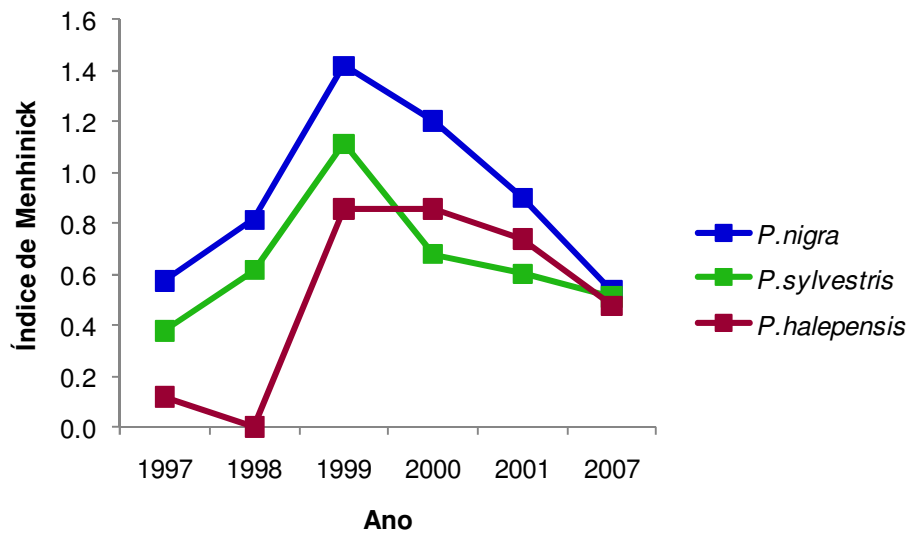


Figura 14. Evolução da diversidade de carpóforos através do índice de Menhinick nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.2 Índices de Abundância proporcional (dominância)

3.4.2.1 Índice de Simpson

Observamos que para os povoamentos dominados por *P. nigra* e de *P. sylvestris* o comportamento ao longo dos anos é semelhante, os valores estão próximos de zero (figura 15). Para os povoamentos de *P. halepensis*, no ano de 1997 apresenta-se um valor perto de 1, em 1998 não houve recolha de carpóforos e para os restantes anos, o seu valor foi semelhante dos outros tipos de povoamentos (valores perto de zero).

Os valores próximos de zero, indicam que temos uma elevada diversidade de espécies, ou seja, nenhuma das espécies de carpóforos apresenta dominância.

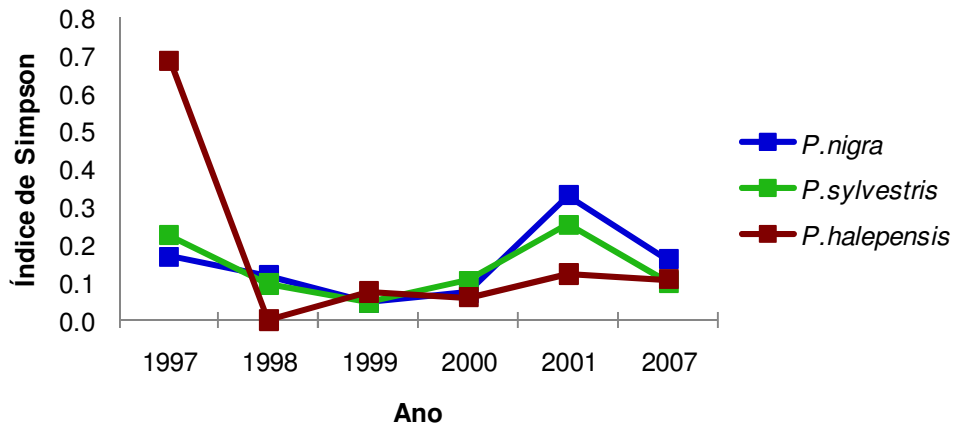


Figura 15. Evolução da diversidade (dominância) de carpóforos através do índice de Simpson nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.2.2 Índice de McIntosh

Observamos que para os povoamentos de *P. nigra* e de *P. sylvestris* o comportamento ao longo dos anos é semelhante, com valores superiores a 0,5. Contudo, em 2001 o valor diminui. Para os povoamentos de *P. halepensis*, no ano de 1997 apresenta-se um valor perto de 0,2 e em 1998 não houve recolha de carpóforos e para os restantes anos, o seu valor foi semelhante dos outros tipos de povoamentos (figura 16).

Valores do índice de McIntosh superiores a 0,5 são indicadores de grande diversidade e de ausência de dominância, o que é o caso na maior parte dos anos para os três tipos de povoamentos.

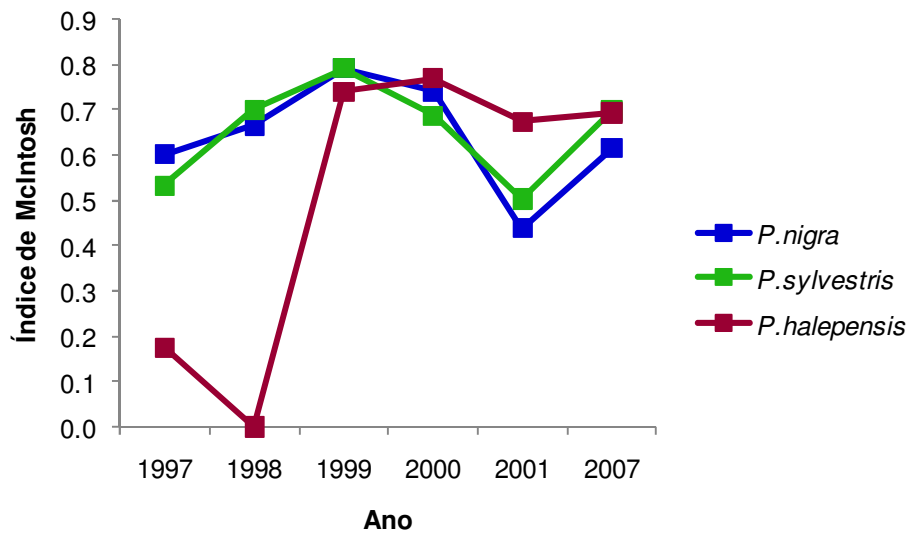


Figura 16. Evolução da diversidade (dominância) de carpóforos através do índice de McIntosh nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.2.3 Índice de Berger-Parker

Para este índice, observamos que tanto para os povoamentos de *P. nigra*, como para os de *P. sylvestris*, o comportamento é idêntico. Entre o ano de 1997 e 1999 houve um ligeiro decréscimo, depois entre 1999 a 2001 ocorre um aumento e por fim de 2001 para 2007 houve outra vez uma diminuição.

Mais uma vez, os povoamentos de *P. halepensis* têm um comportamento diferente dos outros tipos de povoamentos. De 1997 para 1998 houve um grande decréscimo e entre os outros anos ocorrem ligeiros aumentos (figura 17).

A diminuição do valor do índice, indica aumento da diversidade, ou seja ausência de dominância.

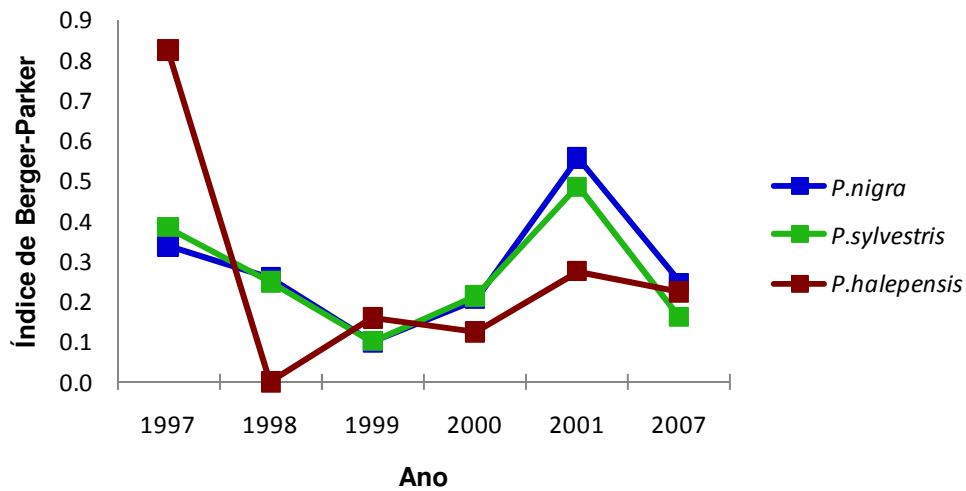


Figura 17. Evolução da diversidade (dominância) de carpóforos através do índice de Berger-Parker nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.3 Índices de Abundância proporcional (equitabilidade)

3.4.3.1 Índice de Shannon-Wiener

Na figura 18 observamos que o índice toma, para todos os povoamentos, um valor da ordem de 2,5 (exceptua-se os povoamentos com dominância de *P. halepensis* em 1997 e 1998 e *P. nigra* em 2001), o que é indicativo de uma grande equitabilidade entre espécies, ou seja, elevada diversidade. Para os povoamentos de *P. halepensis*, no ano de 1997 o valor é inferior a 1, ou seja, evidência baixa equitabilidade (baixa diversidade) e em 1998 não existiu recolha de carpóforos, logo o seu valor é zero.

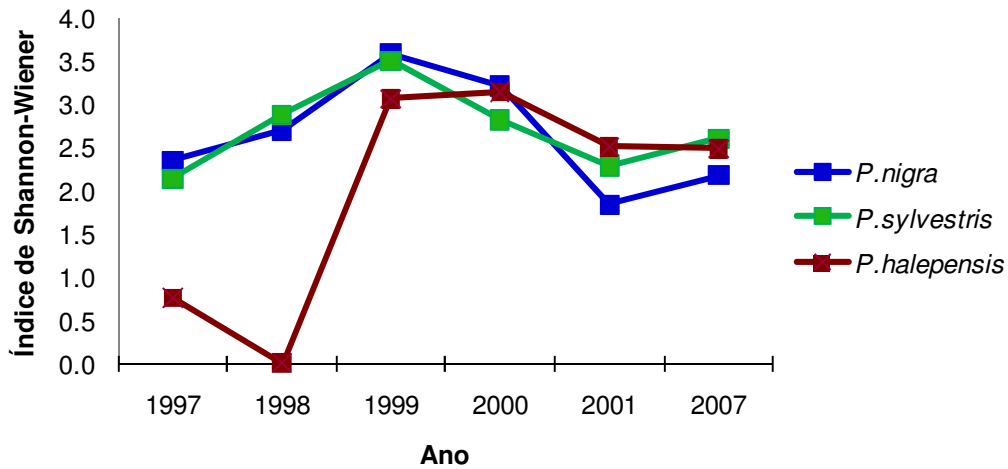


Figura 18. Evolução da diversidade (equitabilidade) de carpóforos através do índice de Shannon-Wiener nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.3.2 Índice de Pielou

No índice de Pielou o valor 1 representa a equitabilidade máxima (elevada diversidade) e valores próximos de zero divergem da mesma.

Constatamos que para os povoamentos de *P. nigra* e de *P. sylvestris* o seu comportamento é idêntico, tendo valores entre 0,6 e 0,9, ou seja, grande equitabilidade, excepto no ano de 2001, em que os valores foram inferior a 0,6. Para os povoamentos de *P. halepensis*, no ano de 1997 o valor ronda entre os 0,3 e 0,4, ou seja, baixa equitabilidade e no ano seguinte, o valor é zero devido à não presença de carpóforos. Relativamente aos restantes anos, os valores variam entre 0,79 e 0,89, evidenciando elevada equitabilidade (figura 19).

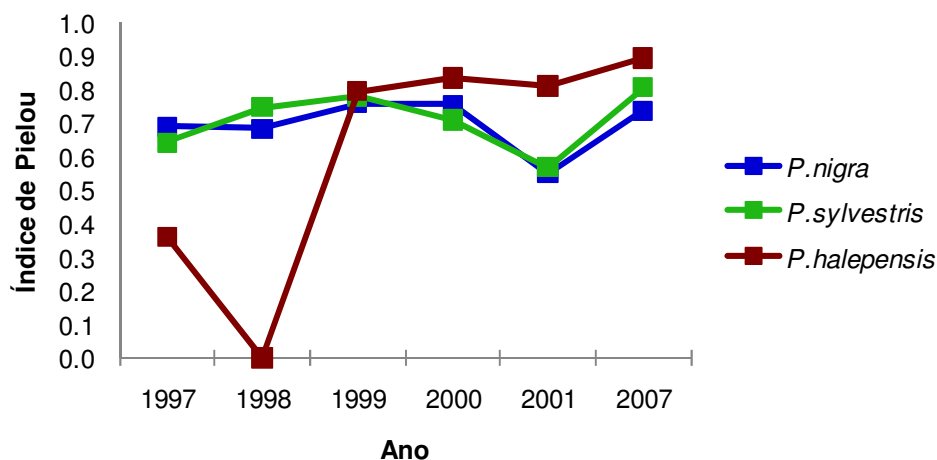


Figura 19. Evolução da diversidade (equitabilidade) de carpóforos através do índice de Pielou nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.4.4 Índices de semelhança (qualitativos)

3.4.4.1 Índice de Jaccard e de Sorensen

Relativamente ao índice de Jaccard, foi no ano de 1999 e nos povoamentos de *P. nigra* e de *P. sylvestris* onde se registou um maior valor do índice. Este valor indica-nos que estes povoamentos apresentam um número de espécies de carpóforos semelhante (quadro 3).

Para o índice de Sorensen, foi também no ano de 1999 para os povoamentos *P. nigra* e *P. sylvestris* onde se verificou maior valor do índice, isto é, o número de espécies de carpóforos entre os dois tipos de povoamentos é semelhante (quadro 3).

Quadro 3. Valores dos índices de Jaccard e Sorensen relativamente ao n.º de carpóforos por hectare, nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

	Índice Jaccard			Índice Sorensen		
	<i>P. nigra</i> vs. <i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i> vs. <i>P. halepensis</i>	<i>P. sylvestris</i> vs. <i>P. halepensis</i>	<i>P. nigra</i> vs. <i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i> vs. <i>P. halepensis</i>	<i>P. sylvestris</i> vs. <i>P. halepensis</i>
1997	0.32	0.12	0.16	0.48	0.21	0.28
1998	0.44	0.00	0.00	0.61	0.00	0.00
1999	0.45	0.29	0.29	0.62	0.44	0.44
2000	0.43	0.41	0.35	0.60	0.58	0.52
2001	0.25	0.25	0.18	0.41	0.40	0.31
2007	0.22	0.30	0.17	0.36	0.46	0.29

3.5 Comparação dos índices de biodiversidade, para o peso seco, nos pinhais dos Pirenéus Catalães

3.5.1 Índices de Abundância proporcional (dominância)

3.5.1.1 Índice de Simpson

Na figura 20 podemos observar que para os povoamentos de *P. sylvestris* o comportamento do índice de Simpson é homogêneo ao longo dos anos em estudo para o peso seco. Para os povoamentos de *P. nigra*, no período entre 1997 e 1999, é observável um decréscimo no índice, para nos anos 2000, 2001 e em especial, 2007 terem existido aumentos significativos do índice. Para os povoamentos de *P. halepensis* existe semelhança entre o comportamento do índice calculado em termos do peso seco no período de 1997 a 2000. No ano de 2001, o índice evidencia um aumento muito acentuado. Por outro lado, para o ano 2007, o valor do índice tem um decréscimo acentuado.

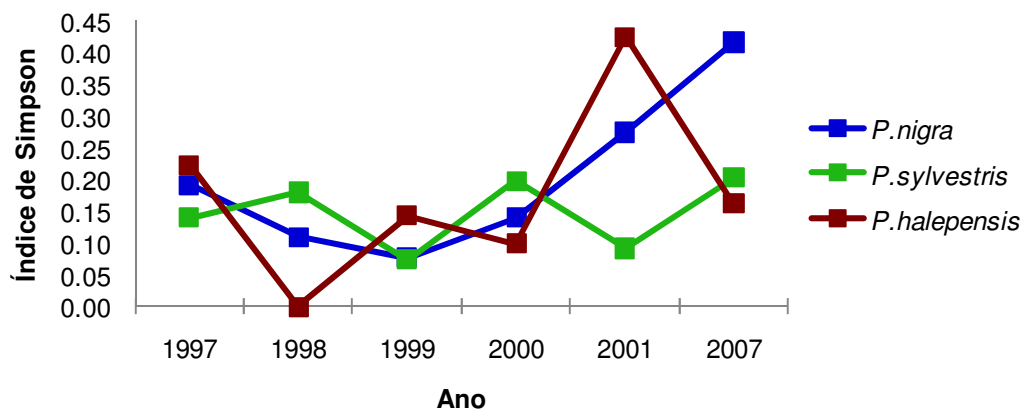


Figura 20. Evolução da diversidade (dominância) em peso seco através do índice de Simpson nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.5.1.2 Índice de McIntosh

Os resultados apurados, que resultaram da aplicação do índice de McIntosh, não são conclusivos. Não sendo por isso, apresentados neste estudo do peso seco.

3.5.1.3 Índice de Berger-Parker

Observando a figura 21 constatamos que o comportamento do índice de Berger-Parker dos povoamentos de *P. sylvestris* é semelhante, não se verificando grandes oscilações entre os anos em estudo. Para os povoamentos de *P. nigra*, ocorre um decréscimo do índice entre os anos de 1997 a 1999, seguido de um aumento acentuado nos anos entre 2000 e 2007, o que nos indica um aumento de dominância (diminuindo a diversidade). Por fim, nos povoamentos de *P. halepensis*, constata-se que até ao ano de 1999 o comportamento do índice é semelhante, havendo uma alteração neste comportamento nos anos seguintes do estudo. O índice tem um acréscimo abrupto de 2000 para 2001, o que demonstra uma elevada dominância (baixa diversidade) e, uma grande diminuição de 2001 para 2007, ou seja, baixa dominância (elevada diversidade). No ano de 1998 não existiu recolha de carpóforos, sendo o valor do índice zero.

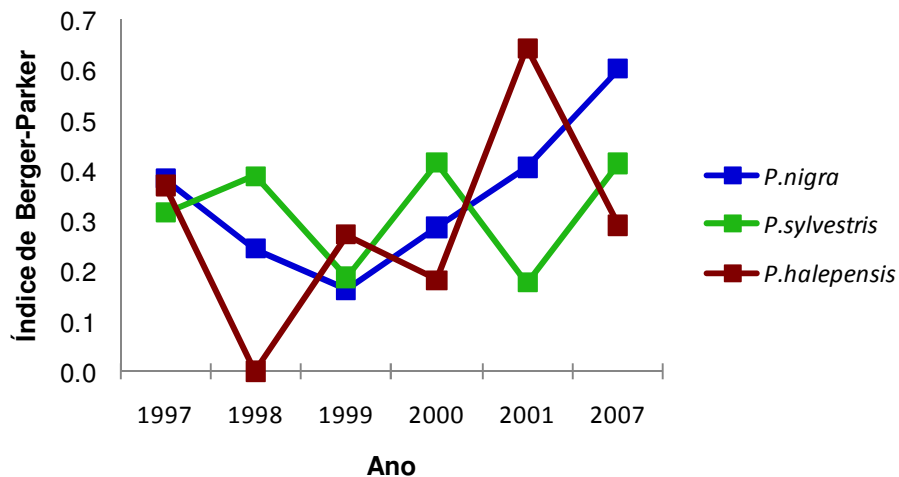


Figura 21. Evolução da diversidade (dominância) em peso seco através do índice de Berger-Parker nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.5.2 Índices de Abundância proporcional (equitabilidade)

3.5.2.1 Índice de Shannon-Wiener

Para os povoamentos de *P. sylvestris* o comportamento do índice de Shannon-Wiener calculado em termo de peso seco é semelhante, ao longo dos anos em estudo evidenciando valores que rondam 2,5, ou seja, alta equitabilidade. Para os povoamentos de *P. nigra*, há um aumento no peso seco, entre os anos de 1997 a 1999 e uma diminuição gradual nos anos seguintes, ou seja, no primeiro período referido evidência uma elevada equitabilidade (elevada diversidade), já no segundo período mencionado ocorre o inverso. Os povoamentos de *P. halepensis* no ano de 1997 e 2001 têm valores inferiores a 2,5, ou seja, baixa equitabilidade (baixa diversidade). No ano de 1998, não houve a recolha de carpóforos, sendo o seu valor de índice zero (figura 22).

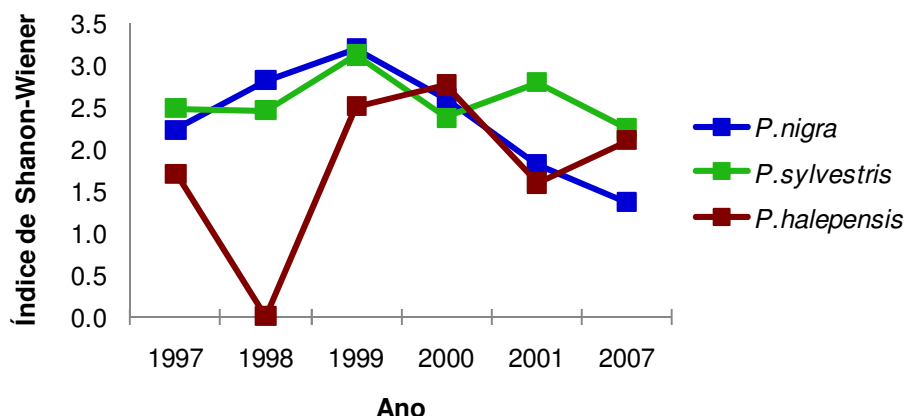


Figura 22. Evolução da diversidade (equitabilidade) em peso seco através do índice de Shannon-Wiener Parker nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.5.2.2 Índice de Pielou

Neste índice, os povoamentos com dominância de *P. sylvestris* e de *P. halepensis* apresentam um comportamento semelhante, com valores entre 0,6 e 0,8, ou seja, elevada equitabilidade (elevada diversidade). No caso dos povoamentos de *P. nigra*,

existe um ligeiro aumento no peso seco, entre 1997 a 1998, começando a decrescer nos anos seguintes, indicando uma diminuição de equitabilidade (figura 23).

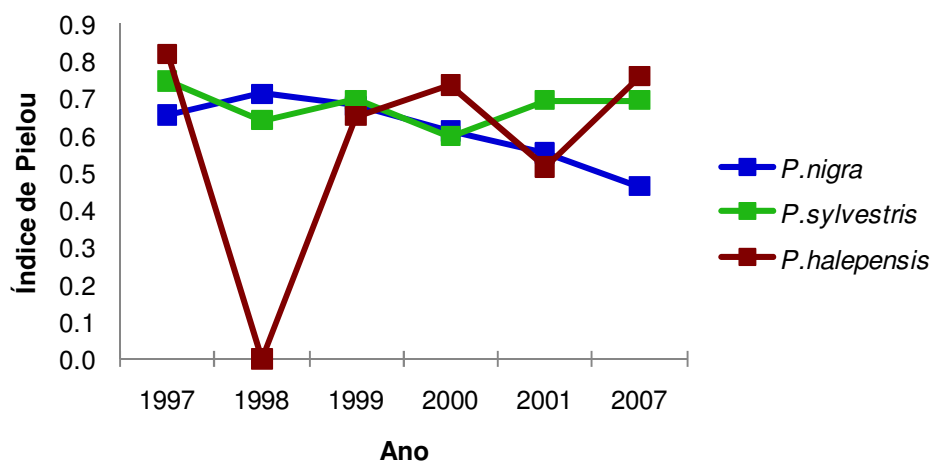


Figura 23. Evolução da diversidade (equitabilidade) em peso seco através do índice de Pielou nos anos em análise e para os diferentes tipos de povoamentos.

3.5.3 Índices de semelhança (qualitativos)

3.5.3.1 Índice de Jaccard e de Sorensen

Os resultados apurados, que resultaram da aplicação dos índices de Jaccard e de Sorensen, não são conclusivos. Não sendo por isso, apresentados neste estudo do peso seco.

4. Discussão

O clima e as características dos povoamentos vão influenciar a biodiversidade dos cogumelos (Martínez de Aragón *et al.*, 2007). Foram realizados estudos para ambos os factores, onde se constatou que um aumento na média anual de precipitação (O'Dell *et al.*, 1999) e um aumento na idade dos povoamentos (Keizer e Arnolds, 1994), aumenta o número de espécies de carpóforos (Toirán, 2000). Nos últimos anos, tem-se verificado uma diminuição no número de carpóforos, principalmente em 2007, onde o número médio de carpóforos foi de 48 carpóforos e com 3,94 kg ha⁻¹ de peso seco. Estudos realizados no mesmo local e com as mesmas parcelas mostraram que nesse ano ocorreu pouca precipitação durante a temporada micológica (Henriques, 2008), fazendo com que a disponibilidade de água no solo fosse escassa. Foi no ano de 1999, onde se verificou maior número de carpóforos e de peso seco, com 154 carpóforos por hectare e 22 kg ha⁻¹ de peso seco. Este ano corresponde de facto a um ano de precipitação elevada.

Relativamente ao tipo de povoamento, são os dominados por *P. sylvestris* aqueles onde se registou maior número de carpóforos (347 carpóforos) e peso mais elevado dos mesmos (4,08 kg ha⁻¹ de peso seco), enquanto os povoamentos de *P. halepensis* foram aqueles onde se verificou menor número de carpóforos (121 carpóforos) e menor peso (0,83 kg ha⁻¹ de peso seco). O estudo realizado por Martínez de Aragón *et al.* (2007)¹ diz-nos que, para o período entre 1997 e 2001, os povoamentos de *P. sylvestris* apresentavam maior produção de cogumelos. Contudo, atribuiu este facto não à precipitação média ser superior à observada para os outros tipos de povoamentos, mas sim à grande variabilidade registada ao nível da parcela. As parcelas de *P. sylvestris* encontram-se, geralmente, em maiores altitudes do que as parcelas de *P. nigra*, o que leva a variações de temperatura, podendo limitar a produção de carpóforos.

Os pinheiros em estudo têm ecologia e distribuição geográfica diferentes. A *P. sylvestris* encontra-se normalmente entre os 800 e os 2000 m de altitude. A precipitação média anual roda os 700 e 1300 mm, mas deverão cair pelo menos 70

¹ Os dados que foram utilizados no trabalho de Martínez de Aragón, são os mesmos dados deste trabalho para o período entre 1997 a 2001. Estes dados foram cedidos para a realização deste estudo pelo Dr. Martínez de Aragón.

mm nos três meses mais secos de Verão. A *P. nigra* tem uma distribuição entre os 400 e os 1600 m de altitude, tendo precipitação média anual entre os 600 e os 650 mm. Esta espécie tem um melhor desenvolvimento a partir dos 800 mm. Por fim, a *P. halepensis*, espécie típica do mediterrâneo, com distribuições desde o nível do mar até aos 1600 m e com precipitações médias anuais entre os 200 a 1500 mm, mas com um óptimo entre 350 e os 700 mm (Correia e Oliveira, 2002; Correia e Oliveira, 2003).

Os declives também vão afectar a diversidade e produção dos cogumelos. Elevados declives diminuem a produção dos cogumelos, pois a água das chuvas ao cair no solo escorre e a infiltração no solo é mínima, o que diminui a disponibilidade da água no solo para as árvores, nesse local.

Como foi constatado anteriormente, as parcelas destas espécies não se encontram com a mesma distribuição geográfica e, por conseguinte, não têm as mesmas condições climáticas e orográficas, surgindo a dúvida se a biodiversidade e produção dos cogumelos nos três tipos de povoamentos é diferente para cada espécie dominante ou pelas condições ambientais.

A colheita de cogumelos é outro factor que pode afectar a diversidade e produção de cogumelos, através da ruptura do micélio, diminuição da reprodução sexuada (pela redução da produção e dispersão de esporos) (Leonard, 1997), destruição de cogumelos em fase juvenil e pela compactação do solo (Arnolds, 1995; Toirán, 2000). Por outro lado, em determinados países não se tem verificado perdas de diversidade de cogumelos em locais onde é abundante a colheita, mas até têm desaparecido espécies em locais onde não existem colheitas, como acontece em áreas protegidas da Holanda (Arnolds, 1995). Durante o Outono e num ano de boa temporada de produção, a comarca de Solsonès pode ser “invadida” por um grande número de colectores nas florestas, podendo chegar às 31 000 pessoas, como foi registado no ano de 2002. Esta acção pode levar à compactação do solo, o que, para algumas espécies é prejudicial (Arnolds, 1995; Toirán, 2000).

O aparecimento de cogumelos depende, como vimos anteriormente, de vários factores, como o clima (precipitação, temperatura), características do povoamento (espécie hospedeira, idade, altitude, área basal, solo), da colheita de cogumelos, entre

outros, o que leva à diminuição destes e muito provavelmente à diminuição da biodiversidade.

Quando ocorre um decréscimo no número e/ou produtividade dos cogumelos, numa área, diz-se que a espécie está teoricamente ameaçada. Contudo, há autores que defendem que a redução de cogumelos não quer necessariamente implicar o desaparecimento do micélio. Mas sabemos que a redução do número de cogumelos leva à diminuição da capacidade da dispersão da espécie. Também temos de ter em conta que para espécies raras, onde a sua distribuição é local e que necessitam de habitats muito específicos são também considerados, mesmo que não haja indícios de declínio, como espécies potencialmente ameaçadas (Arnolds, 1995).

Comparando os índices de biodiversidade, e em relação ao número de carpóforos, os resultados mostram que, no geral, os povoamentos de *P. nigra*, *P. sylvestris* e *P. halepensis* têm uma elevada diversidade de espécies (a maior parte das espécies são igualmente abundantes), excepto em 2001 e 2007, apresentando uma diminuição e no ano 1997 no caso dos povoamentos de *P. halepensis*, visto que se recolheu poucos carpóforos, note-se que houve ligeiras oscilações entre os valores dos índices ao longo dos anos em estudo. Relativamente ao peso seco, registamos que para os povoamentos de *P. nigra* e para o ano de 2007 houve baixa diversidade, e também uma ligeira diminuição em 2001 para os de *P. halepensis*. Os restantes anos e para as restantes *Pinus* os resultados foram idênticos aos obtidos para o número de carpóforos.

Não esquecer que para os povoamentos de *P. halepensis*, no ano de 1998, não houve recolha de cogumelos, sendo o seu valor zero.

Temos de ter em conta que este estudo foi feito com parcelas 10 x 10 (100 m²). Estudos anteriores mostram que os estudos de biodiversidade devem ser feitos com parcelas de áreas maior, como indica Martínez de Aragón *et al.* (2007) que para este estudo as parcelas devem de ser feitas com uma área superior a 400 m².

Tem-se verificado uma diminuição na diversidade e abundância de carpóforos de fungos macromicetas (Arnolds, 1991).

Os cogumelos micorrízicos vivem associados a árvores ou a outras plantas (Molina *et al.*, 1993; Molina *et al.*, 1999). Contudo, algumas espécies de cogumelos micorrízicos só se associam a um número limitado de géneros ou espécies de árvores, ocorrendo

um decréscimo mais acentuado nestes tipos de cogumelos do que naquelas que apresentam um espectro mais alargado (Arnolds, 1991).

Outro aspecto importante é a sucessão ecológica que ocorre nas espécies vegetais e as comunidades de fungos associadas a estas também progridem (Lizon, 1993). Estudos realizados por Toirán (2000), dividem as fases de sucessão micorrízica em três: (1) espécies pioneiras, (2) desenvolvimento dos povoamentos, levando a um aumento de diversidade de espécies e por fim na terceira fase, um decréscimo da diversidade, o que por vezes não é o mais apreciável. Existem espécies ectomicorrízicas que são tipicamente de povoamentos mais jovens e que vão sendo substituídas por outras com o aumento da idade do povoamento. Como exemplo, temos os *Lactarius* comercializados, que apresentam maiores produções em pinhais com idades compreendidos entre os 15 e os 50 anos (Bonet *et al.*, 2004). Keizer e Arnolds (1994) entre outros autores, verificaram que ocorre maior produção em povoamentos com idades entre os 10 e 40 anos, ocorrendo um decréscimo com o envelhecimento do povoamento.

Algumas práticas florestais vão afectar os cogumelos micorrízicos, ocorrendo uma perda de biodiversidade para este tipo de cogumelos. Falamos por exemplo de introdução de espécies exóticas, queimas e limpezas de matos (Arnolds, 1991; Arnolds, 1995). Outras práticas, como aberturas de clareiras extensivas, vão influenciar os cogumelos, nomeadamente as espécies micorrízicas. Esta prática pode conduzir ao desaparecimento de certas espécies micorrízicas, dependendo da intensidade desta. Contudo, esta prática pode favorecer os cogumelos saprófitos devido à presença de matéria morta (Toirán, 2000).

A importância económica de cogumelos comestíveis pode conduzir à aplicação de práticas florestais de modo a potenciar o desenvolvimento destas (Barredo-Silva e Ana-Magán, 2000). Estudos têm sido feitos a este respeito, por exemplo com o género *Lactarius*, sendo esta a espécie de cogumelos silvestre mais comercializada na Catalunha.

Devem ser feitos mais estudos, em relação aos vários factores, nos mesmos locais e também em locais diferentes, pois os resultados obtidos neste trabalho e em muitos outros só se referem ao local do estudo. Os resultados obtidos neste trabalho podem ser diferentes noutros locais devido às suas condições serem diferentes.

5. Conclusão

Esta tese tinha como objectivo seleccionar e testar um conjunto de índices de diversidade para estimar a diversidade dos cogumelos, estimar para cada espécie de *Pinus* e para cada ano considerado no estudo, a biodiversidade dos cogumelos micorrízicos e dos saprófitos (decompositores) comestíveis e comparar, ao longo de uma série de 10 anos, a biodiversidade dos cogumelos existentes nos três tipos de povoamentos dominados por *P. sylvestris*, *P. nigra* e *P. halepensis*, respectivamente. Com base nas avaliações realizadas, foi possível retirar as seguintes conclusões:

Em Solsonès, ao longo dos anos em estudo (1997 a 2001 e 2007) verificou-se que a partir de 1999, ano em que se encontrou o maior número de carpóforos (154 ha⁻¹ carpóforos) e de produção em peso (22 kg ha⁻¹ de peso seco), ocorre uma diminuição tanto a nível do número de carpóforos, como de peso. O ano de 2007 foi o ano onde se verificou menores valores, com 48 carpóforos e 3,94 kg ha⁻¹ de peso seco.

Relativamente aos índices de biodiversidade, os valores no número de carpóforo por hectare indicam que os povoamentos de *P. nigra*, *P. sylvestris* e *P. halepensis* apresentaram uma elevada diversidade de espécies, excepto para o ano de 1997, no caso dos povoamentos *P. halepensis* onde se registou uma diminuição do número de carpóforos. Assim, para os povoamentos de *P. halepensis* e para o número de carpóforos por hectare, os valores dos índices de dominância indicam que existe uma espécie dominante, sendo esta a *Cantharellus lutescens*. Já para o peso seco e para os povoamentos de *P. halepensis*, existe uma dominância em 2001 pela espécie *Hebeloma sinapizans* e em 2007 para os povoamentos de *P. nigra* domina a espécie *Suillus granulatus*.

Note-se que no ano de 1998 não houve recolha de cogumelos para os povoamentos de *P. halepensis*.

Assim da análise dos resultados apurados dos diversos índices de biodiversidade, constatou-se que estes apresentaram conclusões semelhantes.

6. Referências Bibliográficas

Alessio, C. L. (1985). *Boletus Dill.* Ex L. Fungi Europaei 2. Ed. Biella Giovanna. Saronno. 711 pp.

Alvarez, I. (1991). Ecología, fisiología e implicaciones prácticas de las ectomicorrizas. *In: Fijación y Movilización Biología de Nutrientes: Vol.2. Fijación de N y micorrizas.* Ed. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.

Arnolds, E. (1991). Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 35: 209-244.

Arnolds, E. (1995). Conservation and management of natural populations of edible fungi. *Can. J. Bot.*, 73 (suppl. 1): S987-S998.

Azevedo, N. (1996). *Cogumelos silvestres*. Clássica Editora. Lisboa. 236 pp.

Barredo-Silva, H. e **Ana-Magán**, F. J. F. (2000). Transformación de un soto de monte bajo a monte alto para la producción de setas. *In: II Congreso Nacional de Micología*, Chantada, 119-121 pp.

Bon, M. (2005). *Guía de campo de los hongos de España y de Europa*. Ediciones Ómega. Barcelona. 368 pp.

Bonet, J. A.; **Fischer**, C.R. e **Colinas**, C. (2004). The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forest of the central Pyrenées. *Forest Ecology Management* 203: 157-175.

Breitenbach, J. e **Kränzlin**, F. (1991). *Champignons de Suisse*. Tome I, II, III, IV e V: Bolets et champignons à lames. Ed. Mykologia. Lucerne. 364pp.

Calonge, J. (1990). *Setas (hongos). Guía ilustrada*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 461 pp.

Cetto, B. (1987). *Guía de los hongos de Europa*. Tomo I, II, III e IV. Ed. Omega, SA, Barcelona.

Christie, M., Warren, J., Hanley, N., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T. e Lyons, N. (2004). *Developing measures for valuing changes in biodiversity*: Final Report. DEFRA. London.

COM. (2006). *Travar a perda de biodiversidade até 2010 – e mais além*.

Conesa, J. A. (2000). *Altres aprofitaments forestals*. Universitat de Lleida. 377 pp.

Correia, A. e Oliveira, A. (2002). *Principais espécies florestais com interesse para Portugal – Zonas de influência Mediterrânica*. DGF. Lisboa.

Correia, A. e Oliveira, A. (2003). *Principais espécies florestais com interesse para Portugal – Zonas de influência Atlântica*. DGF. Lisboa.

Cromack, K. (1998). Soil nutrients cycling in Western Forest Systems. *Natural Resource News*, vol.8 No 3: 9.

Dahlberg, A. e Stenström, E. (1991). *Dynamic of ectomycorrhizal fungi in a swedish coniferous forest: A five year survey of epigeous sporocarps*. Swedish Univ. Agricultural Science, Dep. Forest Mycology and Pathology, Uppsala, 23 pp.

Dighton, J. e Mason, P. A. (1985). Mycorrhizal dynamics during forest tree development. *In: Developmental Biology of Higher Fungi*. D. Moore, L. A. Casselton, D. A. Wood & J.C. Frankland, Eds. Cambridge University Press. 117-139 pp.

Fernandez, M., Atienza, A., Castro, M. (1993). *Producción de hongos comestibles en masas de Pinus sylvestris de Soria. Efectos de los tratamientos selvícolas*. Congreso Forestal Español – Lourizán 1993. Ponencias y comunicaciones. Tomo III: 363-368.

Frade, B. e Afonso, A. T. (2005). *Guía de campo de los hongos de la Península Ibérica*. Celarayn Editorial. León. 566 pp.

González, J. R. (2006). *Integrating fire risk into forest planning*. The Finnish Society of Forest Science, Dissertaciones Forestales 23.

Gracia, C., Burriel, J. A., Mata, T., Ibáñez, J. J. e Vayreda, J. (2004). *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya*. Catalunya, vol. 10. Barcelona-Bellaterra. CREAF. 184 pp.

Hamilton, A. J. (2005). Species diversity or biodiversity? *Journal of Environmental Management*, vol 75: 89-92.

Hawksworth, D. L., Kirk, P. M., Sutton, B. C., Pegler, D. N. (1995). *Ainsworth & Bisby's – Dictionary of the fungi*. Eighth Edition. Cab. International. Cambridge.

Henriques, R. (2008) *Inventariação e Modelação da Produção de Cogumelos em Povoamentos de Pinheiros nos Pré-Pirenéus Catalães*. Dissertação mestrado. Lisboa.

Hernández, A., Fernández, M. (1998). Los Hongos, un recurso más del bosque. Análisis de los principales habitats de la provincia de Soria. *Montes* 52: 99-114.

Keizer, P. J., Arnolds, E. (1994). Sucession of ectomycorrhizal fungi in roadside verges planted with common oak (*Quercus robur* L.) in Drenthe, The Netherlands. *Mycorrhiza* 4: 147-159.

Leonard, P. (1997). A scientific approach to a policy on commercial collecting of wild fungi. *Mycologist* 11 – part 2: 89-91.

Lizon, P. (1993). Decline of macrofungi in Europe: an Overview, *Trans. Mycol. Soc. R. O. C.* 8 (3/4): 25-48.

Llimona, X. e 31 autores. (1990). *Història natural dels Països Catalans*. Tomo 5: Fongs i líquens. Fundació Enciclopèdia Catalana. Barcelona. 528 pp.

Machado, H. (2007). Cogumelos, árvores e pessoas *In: Árvores e Florestas de Portugal: Floresta e Sociedade, uma história em comum*. Público, Lisboa. 269-287 pp.

Marchand, A. (1986). *Champignons du nord et du midi 1. Les meilleurs comestibles et les principaux veneneux*. Societe Mycologique des Pyrenees Mediterraneennes. 5^a Ed. France. 282 pp.

Martín-Pinto, P., Vaquerizo, H., Peñalver, F., Olaizola, J., Oria-de-Rueda, J.A. (2006). Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *Forest Ecology and Management* 225: 296-305.

Martínez de Aragón, J. (2005). *Producción de esporocarpos de hongos ectomicorrícicos y valoración socioeconómica. Respuesta de estas comunidades a incendios forestales*. Tesis Doctoral. Universitat de Lleida.

Martínez de Aragón, J., Bonet, J. A., Fischer, C. R. e Colinas, C. (2007). Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forest of the pré-pyrenees mountains, Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources. *Forest Ecology and Management* 252: 239-256.

Molina, R., O'Dell, T., Luoma, D., Amaranthus, M., Castellano, M. e Russel, K. (1993). Biology, ecology, and social aspects of wild edible mushrooms in the forests of the Pacific Northwest: a preface of managing commercial harvest. General Technical Report PNW-GTR-309. United States Department of Agricultura Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR. 42 pp.

Molina, R., O'Dell, T., Dunham, S. e Pilz, D. (1999). Biological diversity and ecosystem functions of forest mushrooms. In: *Meurisse, R.T., Ypsilantis, W.G. e Seybold C.* (eds.) Proceedings: Pacific Northwest Forest & Rangeland Soil Organism Symposium, U.S. Department of Agriculture Forest Service. Oregon. Pp:45-58.

Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Moreno, C. E., Zuria, I., García-Zentero, Sánchez-Rojas, G., Castellanos, I., Rojas-Martínez, A. M., Martínez-Morales. (2006). Trends in the Measurement of Alpha Diversity in the last two decades. *Interciencias* 31 (1): 67-71.

Moreno, G., García, J. L. e Zugaza, A. (1986). *La guía de Incafo de los hongos de la Península Ibérica*. Tomo II. Incafo S.A. 650 pp.

Moser, M. (1983). *Keys to Agarics and Boleti (Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales)*. Ed. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart. 535 pp.

O'Dell, T. E., Ammirati, J. F., Schreiner, E. G. (1999). Species richness and abundance of ectomycorrhizal basidiomycete sporocarps on a moisture gradient in the *Tsuga heterophylla* zone. *Can. J. Bot.* 77: 1699-1711.

Ogaya, R. e Peñuelas, J. (2005). Decreased mushroom production in a holm oak forest in response to an experimental drought. *Forestry*, vol. 78, No. 3.

Oliveria, A. (1998). Microbiologia do Solo In: Ferreira, W., Sousa, J. *Microbiologia*: Vol 1. Lidel, Lda, Lisboa. 272-283 pp.

Perry, D. A. e Rose, S. L. (1983). *Soil biology and forest productivity: opportunities and constraints*. Usda, For. Serv., Portland Or, General Technical Report PNM-163.

Phillips, R. (1981). *Mushrooms and Other Fungi of Great Britain and Europe*. Pan Books Ltd. Cavaye Place. London. 288 pp.

Pilz, D., Molina, R. (2002). Commercial harvests of edible mushrooms from the forests of the Pacific Northwest United States: issues, management, and monitoring for sustainability. *For. Ecol. Manage.* 155: 3-16.

Slankis, V. (1974). Soil factors influencing formation of mycorrhizae. *Annu Rev Phytopathol*, 12: 437-457.

Terradas, J., Piñol, J. e Lloret, F. (1996). Risk factors in wildfires along the Mediterranean Iberian Peninsula. In: Traboud L (ED) *Fire management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington. 297-304.

Toíran, M. F. (2000). La producción de setas en la gestión forestal. *In: II Congreso Nacional de Micología*. Chantada.17-26.

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.